

INFLUÊNCIA DO *Pinus elliottii* Engelm., da *Araucaria*
angustifolia (Bert.) O. Ktze. E DA MATA NATIVA SO-
BRE A ATIVIDADE DA MICROFLORA DO SOLO

JOSE' CAVASSIN TOSIN

Tese submetida à consideração,
da Comissão Examinadora, como
requisito parcial na obtenção
do título de
MESTRE EM CIÊNCIAS - Ms.C.

1977

CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

APROVADA: _____ Presidente

1º Examinador

2º Examinador

À meus pais

À Iveres

À Letícia

D E D I C O

A G R A D E C I M E N T O S

O autor expressa seus agradecimentos às seguintes pessoas e instituições:

- Ao Prof. Dr. Paulo de Campos Torres de Carvalho, pela orientação e apoio.
- Ao Prof. Mário José Nowacki, por ter respondido pela disciplina de Fitopatologia Florestal, durante sua ausência.
- Ao Dr. Ernesto Silva Araujo, Coordenador do Centro de Pesquisa Regional da Região Sul, pela cessão da área da FLONA para coleta do material.
- Ao Engenheiro-Florestal Jesuíno Lima Neto, responsável pelo PRODEPEF na FLONA de Três Barras - Santa Catarina.
- À Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade de cursar a Pós-graduação.
- Ao Departamento de Fitopatologia da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", da Universidade de São Paulo, pela acolhida.
- À Universidade Albert Ludwíg, de Freiburg - R.F.A. e em especial aos Professores Dr. Fredo Otto Rittersoffer e Dr. Winfried Erich Hubert Blum, pelo apoio durante a realização do Curso de Pós-Graduação.

Ao PEAS - Programa de Ensino Agrícola Superior, pela concessão de Bolsa de Estudos.

Ao Acadêmico de Agronomia Samuel Martin, pelo auxílio prestado durante a instalação dos experimentos.

B I O G R A F I A

O autor nasceu em Curitiba, Paraná, em 26 de setembro de 1947. Iniciou seu Curso Ginásial em 1959 e concluiu em 1962, em 1963 iniciou o Curso Científico, concluindo em 1965, sempre no Colégio Senhor Bom Jesus, em Curitiba.

Em 1966 ingressou no Curso de Engenharia Florestal da Faculdade de Florestas da Universidade Federal do Paraná, concluindo em 1969.

No ano de 1970, foi contratado como Auxiliar de Ensino do Departamento de Biologia e Proteção Florestal da Faculdade de Florestas da Universidade Federal do Paraná. Em 1972, prestou concurso para o Cargo de Professor Assistente do Departamento de Silvicultura e Proteção Florestal, da Faculdade de Florestas da Universidade Federal do Paraná, sendo aprovado. No mesmo ano prestou concurso para o Cargo de Professor Assistente do Departamento de Fitopatologia, da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Paraná, sendo aprovado.

Em 1970, iniciou o Curso de Química, na Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade Católica do Paraná, recebendo o grau de bacharel em 1973.

Em 1975 foi eleito sub-chefe do Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, função que exerceu até início de 1976, quando pediu demissão para realizar seus trabalhos de Tese na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", em Piracicaba - São Paulo.

Í N D I C E

	Página
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 - Humificação	14
2.2 - Extratos solúveis dos vegetais superiores	15
2.3 - Influência do litter sobre a microflora	17
2.4 - Influência da vegetação na microflora	20
2.5 - A temperatura do solo e a microflora	24
2.6 - O pH do solo e a microflora	26
2.7 - Toxidez do alumínio	29
2.8 - Variação estacional da microflora	30
2.9 - O ciclo do carbono - metabolismo das fontes de carbono	33
2.9.1 - O amido e a amilólise	33
2.9.2 - A celulose e a celulólise	35
2.9.3 - A hemicelulose e a hemicelulólise	42
2.10 - Ciclo do nitrogênio	45
2.10.1 - A fixação não simbiótica do nitrogênio	46
2.10.2 - Amonificação	48
2.10.3 - A nitrificação	51
2.10.4 - A desnitrificação	53

	Página
3 - MATERIAL E MÉTODOS	56
3.1 - Material	56
3.1.1 - Histórico dos talhões	58
3.2 - Métodos	59
4.- RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.1 - Resultados obtidos	64
4.1.1 - Análise da fertilidade dos solos	65
4.1.2 - Ciclo do carbono	66
4.1.3 - Ciclo do nitrogênio	68
4.2 - Influência da vegetação sobre a fertilidade do solo .	82
4.3 - Ciclo do carbono	89
4.3.1 - Características da metodologia sobre os resultados	90
4.3.2 - Características da vegetação e sua in- fluência nos processos de degradação	91
4.4 - Ciclo do nitrogênio	94
4.4.1 - Fixação assimbiótica	94
4.4.2 - Amonificação	96
4.4.3 - Proteólise	98
4.4.4 - Nitrificação e desnitrificação	99

	Página
5 - CONCLUSÕES	101
6 - RESUMO	104
7 - SUMMARY	106
8 - LITERATURA CITADA	108

1 - INTRODUÇÃO

Numa população florestal natural em climax, um equilíbrio se estabelece entre a vegetação, o solo e o clima. Desde que se mantenham constantes as condições do ecossistema, o equilíbrio se mantém. Porém se o modificarmos, substituindo a vegetação natural por outra, estaremos sujeitos às consequências, que serão determinadas pelas interações entre o novo povoamento, o solo e o clima.

Sempre que ocorre uma sucessão biológica, o novo ecossistema tende a evoluir até se estabelecer um novo climax, que será diferente do anterior. Assim, modificando-se a flora e a fauna o biótopo é modificado e neste contexto amplo, realçamos as alterações da microflora do solo, que são refletidas na atividade dos grupos funcionais.

Dentro desses processo, resultam alterações sensíveis na qualidade e quantidade da matéria orgânica do solo, modificando a pedogênese. DABIN, 1976, estima que a substituição da mata nativa, acarreta em regiões tropicais, perdas de até 50% da matéria orgânica do solo, apenas no primeiro a no após o desmatamento e que para a reposição dessa matéria orgânica, seriam necessários, cerca de 50 anos de bom manejo agrícola do solo.

No Brasil, onde pressões sócio-econômicas levaram a um intenso e extenso desmatamento, nem sempre foi possível manter a fertilidade do solo, o que podemos atestar pela formação de campos, de capoeiras e mesmos de áreas desertas, onde o solo foi degradado.

Somente no Estado do Paraná, nas ultimas décadas, a cobertura florestal foi reduzida a 11%, segundo levantamento realizado pelo Centro de Pesquisas Florestais da Universidade Federal do Paraná, em convênio com a SUDESUL.

Atualmente, é grande o esforço para a reposição da cobertura florestal em nosso país. Nos Estados do Paraná e Santa Catarina, áreas de interesse do nosso estudo, a reposição é feita em grande escala por espécies exóticas, principalmente *Pinus spp* e em menor escala, por *Araucaria angustifo-*
lia (Bert.) O. Ktze, em povoamentos puros.

Este trabalho objetiva analisar o comportamento dos grupos funcionais do ciclo do carbono e do ciclo do nitrogênio, comparando suas atividades, na mata nativa, no plantio de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze e no plantio de *Pinus elliottii* Engelm., bem como estudar suas interações no solo.

2 - REVISÃO BIBLIOGRAFICA

A modificação do ecossistema segundo CALLE & DE PEDRO, 1972, quase sempre altera desfavoravelmente o processo de humificação, em função das peculiaridades na composição química dos restos orgânicos. No caso das ~~coní~~íferas, estes restos são ricos em polifenóis e taninos catêquicos, condensados, não hidrolisáveis que, complexando as proteínas, subtraem-na da ação microbiana e impregnando as membranas retardam a sua decomposição. Por outra parte, arrastam os elementos minerais, lixiviando e acidificando o solo e a insuficiência de bases impede a polimerização e insolubilização destes compostos hidrolisáveis agressivos.

Ainda que diversos autores, como DUCHAUFOUR & BONNEAU, 1961 , VELASCO & ALBAREDA, 1965 , VELASCO, 1968 , cita

tados por CALLE & DE PEDRO, 1972 , se tenham ocupado com as trocas que sofre a humificação pela implantação de espécies resinosas sobre antigas matas de frondosas e que chegam a modificar o tipo de humus, é escassa a informação sobre a evolução que experimentam as comunidades microbianas do solo que intervem na decomposição do novo litter e na biossíntese das substâncias húmicas. (CALLE & DE PEDRO, 1972).

Segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 , se as comunidades microbianas do solo apresentam uma estabilidade na sua estrutura fundamental e em seu equilíbrio interno como parte integrante do ecossistema solo-planta, a troca de vegetação terá de provocar distintas interrelações entre os micro-organismos e a nova associação vegetal, cuja natureza interessa conhecer, para poder explicar as trocas que se produzem no processo de humificação e na dinâmica do perfil.

CALLE & DE PEDRO, 1972 , estudaram as alterações na população microbiana num solo onde havia um povoamento antigo de *Quercus toza* e foi reflorestado com *Pinus pi-*
naster , em 1962 , na Espanha. A testemunha foi o plantio remanescente de *Quercus toza*.

A retirada das amostras se deu na primavera de 1971 , e as técnicas usadas para a análise, são as mesmas usadas em nosso trabalho e que podem ser vistas em detalhe no capítulo de material e métodos.

Neste trabalho ficou evidenciado que houve uma influência negativa da nova vegetação de *Pinus pinaster*, sobre a flora total e actinomicetos, ao contrário, a forte acidificação do solo consubstancial à implantação de espécie resinosa, provocou uma maior proliferação de fungos.

Quanto aos grupos funcionais, o ciclo do nitrogênio se desenvolveu mais favoravelmente no povoamento de *Quercus toza*, com maior proliferação de amonificantes e nitrificantes, que diminuem com a profundidade. Pelo contrário, foi menor o número de desnitrificantes que no povoamento de *Pinus pinaster*, aumentando sua proliferação com a profundidade dentro do perfil. A menor densidade de nitrificantes no bosque resinoso foi explicada pela presença de polifenóis nas acículas.

A fixação aeróbia de nitrogênio foi praticamente inexistente no povoamento de *Pinus pinaster*, ao contrário, a densidade dos fixadores anaeróbios foi maior no bosque resinoso, aumentando com a profundidade.

A diminuição do pH e do grau de saturação, assim como a toxidez, provocada pela presença de certos compostos fenólicos hidrolizáveis, que provem da acícula de *Pinus pinaster*, podem ser a causa da praticamente não existência de *Azotobacter* neste povoamento. A tolerância à acidez por *Clostridium pasteurianum* permite a sua proliferação e a consequente fixação assimbiótica do nitrogênio.

A atividade de amonoficantes e de desnitrificantes diminui no bosque resinoso, enquanto que, a atividade dos proteolíticos aumentou em relação à aquela do *Quercus toza*.

Quanto aos amilolíticos, hemicelulolíticos e celuolíticos aeróbios, que intervem no ciclo do carbono, tanto sua densidade quanto sua atividade, diminuem consideravelmente no bosque resinoso.

O processo de humificação pode-se interpretar corretamente como resultante dos fatores biológicos e edáficos intimamente relacionados, que governam a decomposição de restos vegetais de natureza química tão diversa.

A acidificação e a perda do cálcio, que se deram no solo do plantio de coníferas, cria condições ecológicas pouco favoráveis para a polimerização e biosíntese de substâncias químicas. A peculiar composição do litter de *Pinus pinaster*, cujas acículas são mais pobres em nitrogênio, em cinzas e em cálcio hidrossolúvel que as folhas de *Quercus toza*, resulta que a decomposição dos restos orgânicos seja mais lenta, pelo que o humus do bosque resinoso tenha uma razão C/N mais elevada, de acordo com a menor proliferação de microorganismos do ciclo do carbono. A síntese biológica de ácidos húmicos diminui também consideravelmente, assim como o grau de humificação.

Um dos trabalhos pioneiros sobre o assunto foi realizado por SPURR, 1940. Segundo ele, a influência da vegetação na reação do solo é ponto pacífico e bem conhecido. Ele cita os seguintes investigadores europeus; FRANK, 1927, HESS, 1929, HESSELMAN, 1937, que estudaram o problema na Alemanha; NEMEC & KVAPIL, 1925, franceses, que fizeram estudos sobre as relações entre certas propriedades físicas do solo florestal e sua acidez; STEPANOF, 1929, que estudou o litter florestal como fator fundamental na reprodução flores tal, em solos da Rússia; WIEDMANN, que fez dois trabalhos, um em 1928 e outro em 1934, em solos da Alemanha; em todos estes trabalhos ficou patente que a reação do solo foi alterada, isto é, houve acidificação.

Segundo SPURR, 1940, devemos considerar que a planta pode influenciar a reação do solo por três maneiras; primeiro, pela troca de composição química do solo através da retirada de substâncias pelas raízes; segundo, pela troca da composição química do solo através da adição de substâncias pela decomposição do litter; terceiro, indiretamente pela modificação da estrutura do solo, pelo encharcamento da superfície, pela interceptação da chuva, etc.

SPURR, cita também KOSLOWSKA, 1934, que trabalhou com 39 espécies de plantas, mostrando que estas possuem a propriedade de alterar a reação do meio.

SPURR, 1940, trabalhou com *Juniperus virginiana* e *Juniperus communis*, crescendo em solos de campo, em New Haven, Estados Unidos, no outono e inverno de 1939-40. Este trabalho foi sua Tese de Mestrado na Yale School of Forestry.

O efeito das duas espécies no perfil do solo foi semelhante em tipos de solos diferentes. No caso de *Juniperus virginiana* a taxa de pH a uma polegada de profundidade foi 4,88 e a seis polegadas foi de 4,98. Sob o *Juniperus communis*, aconteceu o inverso, a uma polegada de profundidade foi 4,96 e a seis polegadas 4,78. O acréscimo de pH na superfície do solo de *Juniperus communis* é atribuído à incorporação de produtos da decomposição do litter. O pH do litter de *Juniperus virginiana* foi 5,57.

A profundidade de 6 polegadas sob *Juniperus communis*, o decréscimo do pH do solo é atribuído à absorção do Ca e de outros sais básicos pelas raízes da região.

Segundo POCHON, BARJAC & FAIVRE-AMLOT, 1959, analisando a influência da plantação de *Eucalyptus camaldulensis* e *Eucalyptus gomphocephala*, no Marrocos, África do Norte, os resultados da referida implantação foram desfavoráveis à microbiologia do solo.

As análises, (microflora total, microflora, agrupamentos microbianos fisiológicos do ciclo do nitrogênio e

do carbono), mostraram uma perturbação profunda do equilíbrio microbiológico. O pH do solo oscila entre 6 e 7.

Os resultados mais importantes são, a ausência de fixadores aeróbios de nitrogênio (*Azotobacter*) e de anaeróbios (*Clostridium*), a presença de uma microflora celulolítica aeróbia (*Cytophaga* principalmente e *Cellvibrio*) extraordinariamente ativa no litter e imediatamente abaixo.

Este desequilíbrio da microflora e, em particular a ausência de *Azotobacter* não foi imputada a uma questão de pH, nem a uma carência mineral, mas sim à possibilidade de efeitos antissépticos ou antibióticos.

Os extratos aquosos das folhas de eucalipto são ligeiramente antissépticos quanto a *Azotobacter*, mas não passa de um fenômeno acessório. O extrato do solo é ao contrário, desprovido de poder inibidor, não só quanto ao *Azotobacter*, mas também a diversos microorganismos do solo, que foram testados, e em certas quantidades, as substâncias antibióticas, são facilmente absorvidas e inativadas pelo solo.

Entretanto, a hipótese foi verificada sobretudo pelo estudo de cepas de actinomicetos e de fungos isoladas do solo em questão. No que concerne aos actinomicetos, das 60 cepas estudadas de *Streptomyces*, 8 dentre elas se revelaram antibióticas quanto aos *Azotobacter*. As cepas de fungos,

50 ao todo se dividiram na seguinte fração: 32% de *Penicillium*; 20% de *Aspergillus* (*albus*, *flavus*, *niger*) ; 8% de *Trichoderma* ; 4% de *Botrytis* ; 2% de *Fusarium*, 34% não foram determinadas.

Algumas cepas de *Penicillium* se revelaram ativas quanto ao *Azotobacter*, em função da produção de patulina.

Pela grande perturbação da microflora dos solos analisados, os autores imaginam que o efeito antibiótico dos actinomicetos e dos fungos nestes solos pode se estender a outras espécies além dos *Azotobacter*.

Por outro lado, a mineralização da matéria orgânica foi violenta, com formação insignificante de humus, o que segundo os autores se deve relacionar com o desequilíbrio da microflora do solo, atividade muito intensa das bactérias celulolíticas aeróbias e ausência de fixadores de nitrogênio. Porém a aceleração da mineralização é, sobretudo, ligada a fatores climáticos, como temperatura e insolação, que são aumentados devido a cobertura ser pouca sob as clareiras onde o povoamento não é denso. Também o sombreamento fraco das folhas do *Eucalyptus* é uma das razões para os problemas surgidos no povoamento, apontado pelos autores.

MISHUSTINA, 1960, estudou o efeito de plantações florestais de diferentes composições, no processo microbiológico em solo do tipo chernozem lixiviado. Verificou que

bactérias não esporulantes eram mais numerosas no litter de *Betula* que no de *Quercus* e eram menos numerosas sob *Pinus* e *Picea*. O litter e o solo sob decíduas, eram intermediárias a este respeito. Os actinomicetos mostraram grande desenvolvimento sob *Picea*. No litter e solo sob coníferas, os fungos superiores predominaram. Trocas na composição da microflora dos solos e litter ocorreram durante o período vegetativo. A atividade da catalase, sacarase e peroxidase no solo e litter foi maior sob a cobertura das decíduas que sob as coníferas.

CASTUHN, 1967, estudou na região de Leningrado, Rússia, a microflora em plantios de *Pinus* em pântanos de musgo e em locais alagados e seu papel na troca vegetativa causada por drenagem. Concluiu que o pântano de musgo produz uma microflora distinta, na qual uma parte vital é representada por fungos microscópicos acidófilos, com enzimas celulolíticas. Os mais ativos eram dos gêneros *Penicillium*, *Trichoderma* e *Torula*. Em testes de decomposição por estes fungos os musgos perderam 11 a 23% do peso inicial. Depois da drenagem, espécies de *Haplographium*, *Phialophora* e *Pyrenochaeta*, foram identificadas, e maior quantidade de espécies de *Chaetomium*, todas estas presentes associadas com litter da floresta e menos acidófilos. Nos testes de Charco na decomposição por saprofitas do litter verificou-se uma per-

da de peso de aproximadamente 53% do peso inicial, mostrando a importância dos basidiomicetos na mineralização da camada turfosa.

NELSON, 1972, relata que as relações entre patógenos de raiz, saprófitas do solo, matéria orgânica e nitrogênio, estão razoavelmente bem conhecidas em alguns solos agrícolas, mas insuficientemente compreendidas nos solos florestais. RISHBETH, 1948, citado pelo autor acima, descobriu que *Fomes annosus* era mais severo quando a matéria orgânica superficial era deficiente e sugeriu que a adição de matéria orgânica poderia encorajar o desenvolvimento de *Trichoderma*, que é comprovadamente antagonista à este fungo. Em 1959, RISHBETH, observou que quando o nitrogênio era adicionado na superfície dos tocos, a colonização por *Fomes annosus* era retardada pelo desenvolvimento de *Trichoderma*, que é seu antagonista. NELSON em 1970, descobriu que misturando nitrato ou nitrogênio amoniacal no solo contribuía para a substituição de *Poria weirii*, quase exclusivamente por *Trichoderma*. O mesmo autor em 1972, realizou uma pesquisa para avaliar o efeito da uréia e do cavaco de madeira na população dos fungos do solo, especialmente das espécies de *Trichoderma*. A população de fungos aumentou significativamente quando a uréia e/ou cavacos foram adicionados. Cavacos e uréia incorporados juntos no solo, resultou na maior população de fungos que quando foram adicionados separadamente.

2.1 - Humificação

DOMERGUES & MANGENOT, 1970, citam que 1 a 3% do nitrogênio orgânico do solo é, em geral, mineralizado cada ano, assegurando assim, a nutrição dos vegetais superiores. Se a mineralização é interrompida pela formação de complexos estáveis, a fertilidade do solo diminui.

No decorrer da decomposição dos restos orgânicos, se formam substâncias coloidais, que tem um papel importante no estabelecimento da estrutura e estabilidade do solo. Elas contribuem também para determinar a capacidade de troca do solo e mantêm assim, os cátions numa forma trocável, disponível para os vegetais superiores e participando no estabelecimento do pH e do poder tampão.

GRAY & WILLIAMS, 1971, salientam que o material húmico tem propriedades coloidais e sua capacidade de reter e trocar cátions básicos pode exceder àquela das argilas minerais no mesmo solo. Este material forma associações com coloides minerais e pode ser absorvido pela superfície de partículas minerais. Alternadamente, o material húmico pode mover-se através do solo, sob certas condições, resultando em uma distribuição irregular da matéria orgânica através do perfil. Isto é particularmente marcante no podzol e alguns outros tipos de solo.

STOTZKY & REM, 1966, citados pelos autores acima, notaram que certas argilas minerais presentes no solo, afetam a atividade dos microorganismos. A montmorillonita, quando presente em baixas concentrações, reduz a taxa de respiração dos fungos em culturas de laboratório, enquanto estimula a das bactérias em baixa ou alta concentração. O efeito inibitório nos fungos, pode ser causado pela alta viscosidade da argila, que impede a difusão do oxigênio.

GREENLAND, 1965 ; EDWARDS, 1966 ; MAYAUDON, 1966, citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 , chegaram às mesmas conclusões dizendo que o humus verdadeiro compreende as substâncias definidas e lábeis (glúcídeos e protídeos) mas estas últimas são estabilizadas no solo por sua associação a certas argilas como a montmorillonita ou por incorporação ao interior dos agregados.

2.2 - Extratos Solúveis dos vegetais superiores

Nós sabemos que os compostos aromáticos são rejeitados através excreções foliares ou radiculares durante a vida da planta e DAVIES e seus colaboradores, 1960, atribuíram aos fenóis lixiviados à partir da folhagem, um papel essencial na podzolização. Por outro lado, com a morte dos

vegetais, estas substâncias são liberadas rapidamente por autólise ou por heterólise sob a influência dos microorganismos, (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

BLOOMFIELD, 1963, encontrou no litter, ao primeiro estágio de sua decomposição, polifenóis mais complexos e por conseguinte mais resistentes que aqueles das folhas vivas e ele imaginou que estas substâncias se formaram antes que se iniciem os fenômenos da senescência, (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

Uma das características essenciais das substâncias húmicas é sua resistência à biodegradação. Mas esta resistência não é absoluta e varia segundo as frações consideradas, segundo as condições do meio, em particular, à presença de colóides argilosos.

Assim, os ácidos fúlvicos são provavelmente as fontes de carbono e nitrogênio mais facilmente utilizáveis que os ácidos húmicos, estes mais carregados, isto é, os mais condensados, sendo assim mais resistentes, segundo MIS HUSTIN & NIKITIN, 1961. As frações hidrolisáveis tem um turnover mais rápido, mas os complexos mais volumosos são os mais atacados, de acordo com MATHUR & PAUL, 1966, este processo recebe o nome de deshumificação.

ALEKSANDROVA, 1953, sugere que na natureza, a decomposição dos ácidos húmicos é assegurada por populações

complexas, compreendendo as formas que atacam as substâncias aromáticas.

De acôrdo com FLAIG & SCHMIDT, 1957 ; BURGES & LATTER, 1960, as bactérias atacam sobretudo as cadeias laterais alifáticas, enquanto que os actinomicetos degradam o esqueleto com descoloração do meio. Os fungos lignolíticos e mesmo *Penicillium* tem uma ação aparentemente semelhante, mas a descoloração é devido a uma simples absorção do ácido húmico perto das hifas fúngicas.

Já é conhecido o efeito protetor das argilas sobre a matéria orgânica do solo e SEN, 1961, mostrou que a oxidação dos ácidos húmicos é diminuída em presença de illita e sobretudo de montmorillonita. A presença de Al^{+++} , reforça este efeito, assegurando uma ligação mais estreita dos colóides orgânicos e minerais. ALEXANDER, 1967 , DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

2.3 - Influência do Litter sobre a Microflora

Segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, o litter é composto de duas frações; a fração hidrossolúvel, que entra rapidamente, após a queda das folhas, no horizonte mineral; e a fração insolúvel, que fica na superfície do solo, onde sofre uma decomposição, sob a ação de ataques sucessivos de

microorganismos. Em regiões temperadas, esta decomposição, lenta no inverno, se acelera na primavera por que uma temperatura mais elevada e uma melhor aeração favorece a microflora e microfauna.

A fração hidrossolúvel do litter não intervém somente como um regulador do processo biológico do solo ; ela tem um papel importante nos processos de lixiviação dos íons metálicos, pois, é rica em substâncias complexantes, (SCHELEGEL, 1975).

Certos tipos de litter são inibidores de microorganismos, agindo principalmente nas bactérias nitrificantes e bactérias fixadoras de nitrogênio pertencentes aos gêneros *Azotobacter* e *Beijerinckia*, sendo particularmente marcantes nas coníferas segundo BAUZON *et alii*, 1969.

O solo tem equilíbrio biológico instável, bem mais sensível aos diferentes fatores de degradação da cobertura vegetal do que da composição florística propriamente dita. Este é acaso de solos pobres em colóides argilosos, desenvolvidos sobre material arenoso, com evolução a podzol.

Se a inibição da microflora não é acompanhada de diminuição da amonificação, a inibição da nitrificação, frequente nas formações florestais de zona temperada ou tropical húmida, pode ter as mesmas consequências favoráveis que a aplicação de inibidores de síntese. Consequentemente di-

minuem as perdas de nitrogênio por lixiviação ou desnitrifi
cação, favorecendo a vegetação, que dispõe então de uma re-
serva de nitrogênio muito importante, de acordo com DOMMER-
GUES & MANGENOT, 1970.

Porém devemos salientar, que a inibição da ativi-
dade da microflora pode ser nefasta para a vegetação. Se-
gundo RUNOV & YEGOROVA., 1960, esta inibição seria pelo me-
nos paralelamente, a origem do esgotamento do solo dos poma
res, ou da toxidez dos solos florestais. Nós sabemos que
os vegetais exsudam substâncias tóxicas para si próprios (au
totoxidez) ou para outros vegetais (BOULLARD & MOREAU, 1962;
BOULLARD, 1967). Estas substâncias fitotóxicas seriam em
geral, biodegradadas pela microflora do solo quando da sua
produção, mas desde que a microflora está parcialmente ini-
bida, as substâncias fitotóxicas não são biodegradadas, po-
dendo se acumular e prejudicar o desenvolvimento das plan-
tas.

Um outro exemplo do efeito desfavorável da inibi-
ção da atividade microbiana nos é fornecida pelos solos que
contém humus bruto (mor), onde a mineralização do nitrogênio
é reduzida a um nível tal, que a produtividade dos povoamenen
tos é bastante reduzida, segundo BERNIER & ROBERGE, 1962.
(DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

2.4 - Influência da Vegetação na Microflora

A vegetação é um fator essencial, determinando a longo prazo, a massa e a qualidade do humus (DUCHAUFOUR, 1965).

Os tecidos ricos em substâncias biologicamente ativas, seja em razão de suas propriedades antibióticas (compostos aromáticos), seja porque eles inibem as enzimas extra-celulares dos microorganismos como a pectinase e celulase, ou por que se combinam aos constituintes da parede e proteínas para formar complexos, como no casos dos taninos (BENOIT & STARKEY, 1968) citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A análise microbiológica do litter, mostra que os restos orgânicos de cada espécie vegetal, são colonizados por uma sucessão própria específica, que é determinada pela natureza dos substratos disponíveis e, secundariamente, pelas características do solo e do clima, de acordo com, SOWDEN & IVARSON, 1959 ; KENDRICK & BURGESS 1962 ; MANGENOT, 1966, citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A humificação é determinada do ponto de vista qualitativo e quantitativo, pelo conjunto de fatores bióticos, físicos e químicos, segundo SCHLEGEL, 1975.

DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, consideram que a vegetação influe sobre as condições microclimáticas do solo; sobre a sua temperatura limitando a insolação e os movimentos atmosféricos; sobre o balanço hídrico participando da evapo-transpiração e facilitando a drenagem; sobre a sua estrutura, por que suas raízes penetram mais ou menos profundamente no perfil e também pelas substâncias que elas excretam; enfim sobre a atmosfera do solo pela respiração dos órgãos subterrâneos.

Ela condiciona em parte as atividades biológicas do solo; por sua produtividade primária, ou seja pela massa de alimentos que põe à disposição da população edáfica; pela composição química dos seus restos que agem de maneira seletiva sobre a natureza, o equilíbrio e as sucessões da microflora e microfauna do solo.

A formação de humus é determinada pela queda dos materiais vegetais, que rege a intensidade da sua mineralização, e por sua facilidade de humificação. As acículas de maior parte das coníferas, deixam um resíduo semi-transformado, conduzindo a um humus bruto, rico em carbono, mas onde a taxa de humificação é medíocre.

MULLER, 1887, citado por GRAY & WILLIAMS, 1971, descreveu vários tipos de litter, com base na sua taxa de incorporação ao solo. O litter decomposto mais vagarosamen

te, formando uma camada com espessura de alguns centímetros sobre a superfície dos solos foi denominado mor e é característico das florestas de coníferas. Examinando o litter (ou horizonte Ao) numa floresta de *Pinus*, aparecem diversas camadas distintas, cada contendo acículas em diferentes estágios de decomposição. A camada L, na superfície consiste de acículas recentemente caídas e ainda intactas; abaixo desta, na camada F_1 , as acículas estão ainda reconhecíveis, mas, um pouco fragmentadas, enquanto na camada F_2 a fragmentação é maior e a massa de acículas é mais compacta, finalmente na camada H (humus), somente temos material orgânico amorfo. Neste sistema é possível relacionar a posição da acícula no perfil com uma escala de tempo, e KENDRIKI & BURGESS, 1962, estimaram que a acícula de *Pinus silvestris* permanece aproximadamente 6 meses na camada L, 2 anos na F_1 e 7 anos na F_2 antes que seja incorporada na camada de humus. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

HANDLEY, 1954, citado por GRAY & WILLIAMS, 1971, sugeriu que proteínas estabilizadas, resistem à decomposição, ocorrendo em folhas formando litter do tipo mor. Mais tarde em 1961, ele obteve *in vitro*, complexos de extratos de vários tipos de folhas; os complexos mais resistentes eram formados com extratos de folhas do tipo mor. COULSON, DAVIES & LEWIS, 1960, descobriram que folhas de *Fagus sylvatica*, crescendo num solo deficiente em bases (condição para

mor), tinham um maior conteúdo de polifenóis que aquelas onde o local era rico em bases (condição para mull) e sugeriram que os polifenóis são responsáveis pela estabilização das proteínas das folhas. BASABARA & STARKEY, 1966, determinaram que os taninos das plantas podem formar complexos com proteínas, que também os tornam mais resistentes ao ataque microbiano. Há, portanto, boas evidências para que as interações entre condições do solo e a composição química das folhas, determinem a sua taxa de decomposição por microorganismos e GRAY & WILLIAMS, 1971 citam ainda que temperaturas baixas e alta pluviosidade, causam velocidades mais lenta de decomposição, favorecendo o desenvolvimento de litter tipo mor.

A troca da vegetação espontânea por uma cultura modifica a quantidade, a natureza e a composição dos resíduos aportados ao solo. Estes são, daí em diante, acumulados com os de plantas herbáceas, pobres como precursores de humus devido à linina, aos taninos e aos fenóis solúveis existentes em seus tecidos (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

2.5 - A temperatura do solo e a microflora

Segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, quando as diferenças climáticas são marcantes, isto se traduz em efeitos importantes na microflora, porém, sem dúvida, nas regiões temperadas mais estáveis, a pluviosidade parece ser o fator de maior variação e portanto o mais atuante na microflora.

De acordo com GRAY & WILLIAMS, 1971, há vários fatores que determinam a quantidade da energia solar absorvida pelo solo, incluindo a direção e o grau de inclinação da superfície, a cor do solo e a densidade da cobertura vegetal. Solos claros absorvem calor com menor eficiência que os escuros e no hemisfério sul, a inclinação da superfície, para o norte recebe maior energia por unidade de área. A vegetação pode reduzir a quantidade de calor recebido pelo solo. Isto é marcante nas coníferas, que além de interceptar a energia radiante com suas acículas, formam uma camada espessa de litter, que isola o solo. WILKINS & HARRIS, 1947, descobriram que a temperatura da superfície de um solo florestal varia de 2 a 19°C, enquanto a 7,5 cm de profundidade a variação era de 4 a 14°C.

Existe uma associação entre o conteúdo de umidade e a capacidade de absorver calor. A condutividade térmica de um solo molhado é mais alta e por isto o calor é conduzi

do para baixo mais eficientemente. Assim, embora a temperatura da superfície de um solo seco seja frequentemente maior que um solo úmido, a temperatura a algumas polegadas abaixo pode ser idêntica. GRAY & WILLIAMS, 1971.

A temperatura do solo tem efeitos nas atividades metabólicas da microflora, porém dificilmente tem uma ação letal direta. Os extremos de temperatura aos quais os microorganismos do solo estão sujeitos, dependem da sua posição no perfil e das condições climáticas acima do solo. Aqueles que crescem sobre ou próximos à superfície, podem estar sujeitos a consideráveis alterações na temperatura durante o dia, enquanto aqueles que vivem nas partes mais baixas, experimentam pequenas alterações na temperatura durante o ano. Nos solos tropicais, a temperatura do solo está entre 28 a 30°C, enquanto nos solos da região temperada varia entre 2 e 15°C. As baixas temperaturas afetam a atividade microbiológica, e às vezes não necessariamente, matam os microorganismos do solo. Em temperaturas abaixo do ponto de congelamento, muitos sobrevivem somente em estado de latência. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 ; GRAY & WILLIAMS, 1971).

2.6 - O pH do solo e a microflora

DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, consideram que a microflora influe sobre o pH do solo por intermédio dos seus produtos de metabolismo, que podem ser acidificantes (ácidos minerais e orgânicos) ou alcalinizantes (por exemplo amoníaco). A modificação porém, se dá no microhabitat e o pH total do solo é praticamente inalterado. A acidificação pode se dar pela produção de gás carbônico, que é o mais abundante produto do metabolismo microbiano. O CO_2 forma com água o ácido carbônico, que em presença de Ca forma carbonatos solúveis, liberando hidrogênio. Estes carbonatos solúveis podem ser lixiviados ao mesmo tempo em que a acidez aumenta. Outra maneira de acidificação pode ser devida à produção de ácidos orgânicos como o fórmico, acético, butírico, lático, oxálico, succínico, que refletem a pobreza do solo em certos elementos minerais e em nitrogênio, (ALEXANDER, 1961 ; WHITEHEAD, 1963) citados por ALEXANDER, 1967.

ARISTOVSKAVA, 1956, citada por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, relata que a produção destes ácidos por microorganismos é um fenômeno banal, notadamente nos solos pobres em Ca, K, Mg e ricos em carbono orgânico, como nos podzois.

Segundo MOULINIER, 1965, a alcalinização pode se dar pela amonificação, com acumulação da amônia. Se a amô-

nia formada não for usada pelas plantas e não for nitrificada, a elevação do pH persiste. Porém quando aumenta a população de bactérias nitrificantes, provocando a formação de nitratos o pH abaixa. (DOMMERGUES & MANGENOT. 1970).

O pH de um solo é determinado por numerosos fatores, incluindo a concentração de sais, gás carbônico na solução do solo e os cátions trocáveis presentes. Como estes fatores flutuam no espaço e no tempo, também o pH, dentro do limite de uma ou duas unidades. Como a água se move através do solo, há uma tendência das bases serem lixiviadas e substituídas por íons hidrogênio. Desta forma uma lixiviação constante leva à formação de um solo ácido. Estas trocas podem afetar as propriedades químicas do solo, alternando a solubilidade de certas substâncias. Sob condições ácidas, muitas substâncias se tornam mais solúveis e algumas, tais como os compostos de Ca e P, podem ser lixiviados, resultando em deficiências nutricionais. Aumentos na solubilidade do alumínio, ferro, níquel e outros compostos resultam que os seus níveis na solução do solo se torna tóxico a microorganismo e plantas, de acordo com HOLDING & JEFFREY, 1968, citados por GRAY & WILLIAMS, 1971. Geralmente as bactérias e actinomicetos são menos tolerantes às condições ácidas que os fungos. O nível crítico de pH para a maioria das bactérias e actinomicetos é ao redor de 5 e abaixo a maioria é inibida.

Mc LAREN, 1960, evidencia que as partículas argilosas coloidais, carregadas negativamente, atraem íons hidrogênio e em consequência, a concentração destes será mais alta ao redor de cada partícula. As enzimas elaboradas por microorganismos, podem também ser adsorvidas nas partículas e consequentemente estarem sujeitas a um pH mais baixo que aquele da solução do solo (GRAY & WILLIAMS, 1971).

Os fungos se desenvolvem muito melhor nos solos ácidos que em solos neutros ou alcalinos. Esta predominância nos solos de pH menor do que 5,0, não é devido ao fato de que eles encontrem as condições ótimas de crescimento, mas à redução da concorrência de actinomicetos e bactérias, pois, estes últimos suportam muito menos a acidez, de acordo com DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

Numerosos microorganismos neutrófilos, como os *Streptomyces*, podem sobreviver e mesmo ser ativos nos solos ácidos, por exemplo nos solos podzolizados (HOLDING *et alii*, 1965) , pois eles colonizam os microhabitats onde proliferam, segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A tolerância de um microorganismo ao pH, depende da composição química do substrato à sua disposição. Assim, sob um meio à base de celulose, os actinomicetos se desenvolvem dificilmente fora do intervalo de pH 6-7 , ao contrário sobre um substrato de glucose, a gama de pH tolerado é muí-

to mais ampla (SZEGI, 1964). A natureza do nitrogênio mineral tem um papel importante. Se o nitrogênio está sob a forma amoniacal, a quantidade imobilizada cresce com o pH ; se o nitrogênio está sob a forma nítrica, a imobilização decresce com o pH de acordo com BROADBENT & TYLER, 1965 , citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A calagem nas regiões temperadas, diminui a decomposição de substâncias húmicas, formando os humatos de cálcio, mais dificilmente biodegradáveis, segundo KONONOVA, 1961, citado por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

2.7 - Toxidez do alumínio

O efeito inibidor do alumínio sobre a atividade microbiana se manifesta somente nos solos ácidos, onde o conteúdo em íons Al^{+++} trocáveis é elevado.

A toxidez do alumínio desaparece em presença de íons Ca e a calagem suprime a sua toxidez. Este tratamento permite, por exemplo, o desenvolvimento de *Azotobacter* nos solos podzolizados onde um teor elevado de alumínio trocável inibe normalmente os microorganismos sensíveis de acordo com GROMYKO & BLOKHINA, 1964 , citado por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A toxidez também pode ser reduzida pela matéria orgânica, que retém o alumínio ; este é um efeito complexante. A toxidez aumenta com o abaixamento do pH (GAUCHER ; 1971).

As bactérias e actinomicetos são notadamente inibidas, os fungos são menos sensíveis, segundo YOSHIDA & SAKAI, 1963, citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970. No solo o efeito depressivo indireto do alumínio sobre a atividade microbiológica se exerce pelo complemento.

- da acidificação, que vai paralela com o teor elevado em Al trocável;
- da formação de complexos matéria orgânica alumínio, dificilmente biodegradáveis;
- de bloqueio de certos elementos indispensáveis, (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

2.8 - Variação estacional da microflora

Constatou-se que, nos solos florestais, em regiões temperadas, a microflora total apresenta dois máximos anuais, um na primavera e outro no outono. O inverno corresponde ao mínimo, atribuído ao frio, enquanto no verão foi observada uma depressão marcante, segundo BURGESS, 1958, devido ao esgotamento das substâncias mais facilmente utilizá

weis (GRAY & WILLIAMS, 1971). Estas indicações gerais, são para o caso de bactérias e actinomicetos, e não interpretáveis para fungos.

Por outro lado, a zona temperada compreende regiões de climas variados, oceânicos continentais, frios e subtropicais, e as exceções à regra são numerosas de uma região à outras. Os coeficientes de correlação são significantes, principalmente, em mor, onde as flutuações são mais marcantes, denotando a instabilidade da população, de acordo com DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

Muitos fatores, no ambiente do solo, variam com as trocas climáticas através do ano. Isto é especialmente verdadeiro com temperatura, conteúdo de umidade e suprimento de nutrientes. Variações qualitativas e quantitativas na população do solo, tem sido relacionadas com variações estacionais, mais tais resultados não podem ser aceitos, a menos que, eles mostrem ser significativamente diferentes das variações espaciais observadas numa mesma população, de acordo com WILLIAMS, 1962, citado por GRAY & WILLIAMS, 1971.

Frequentemente, padrões estacionais completos não se formam e há duas razões principais para isto. Primeiramente, uma porção do solo está bloqueada contra variações em larga escala e secundariamente, os métodos usados para

detetar variações na população microbiana não são sensíveis a flutuações em pequena escala. Em solos sujeitos a extremas condições climáticas, tais como longos períodos de seca que ocorrem regularmente, cada ano, evidentes variações na microflora podem ser detetadas, segundo MEIKLEJOHN, 1957; WARCUP, 1957, citados por GRAY & WILLIAMS, 1970. Em climas menos extremos, um dos fatores que mais regularmente flutua é referente à nutrição dos microorganismos, pois, crescimentos súbitos de nutrientes ocorrem após a queda das folhas. NICHOLAS, PARKINSON & BURGESS, 1965, citam um relacionamento entre a quantidade de micélio de fungo num podzol e a queda de acículas de Pinus, as quantidades máximas ocorriam no outono e inverno. ROSS, 1965, mediu a média anual de retirada de oxigênio do solo e mostrou que estava relacionada mais com a matéria orgânica, que com o conteúdo de água ou com a pluviosidade. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

O esclarecimento dos efeitos de fatores ambientais sobre organismos é difícil em qualquer habitat. No solo, aos problemas de medição em uma micro-escala, devem ser adicionadas as dificuldades apresentadas pela interação de fatores. A maior esperança para o futuro, provavelmente, esteja com o uso de sistemas artificiais, aproximando-se do solo, no qual os fatores possam ser controlados e medidos exatamente. Informações sobre as reações dos microorganis -

mos em tais sistemas, poderão então ser usadas para fazer predições, que poderão ser testadas no solo natural, GRAY & WILLIAMS, 1971.

2.9 - O ciclo do carbono - metabolismo das fontes de carbono

2.9.1 - O amido e a amilose:

O amido está presente, transitóriamente, nas folhas, sobretudo nas dicotiledôneas, sendo acumulado nos órgãos de reserva, (raízes, rizomas, tubérculos e grãos) mas, também nos caules ou troncos aéreos. Nas condições normais, ele é mobilizado antes da morte da célula, vindo ao solo em quantidades mais ou menos reduzidas. O amido é uma mistura, em proporções variáveis, segundo as espécies e variedades, de dois constituintes, amilose e amilopectina.

Numerosos são os organismos, que produzem as amilases para a degradação do amido; as bactérias gram positivas ou negativas, esporulantes ou não, aeróbias ou anaeróbias; os fungos filamentosos e os actinomicetos. (ALEXANDER, 1967, WAKSMAN, 1952).

O amido é rapidamente decomposto em todos os solos e sua adição ao solo não estimula o desenvolvimento de

uma microflora especial. Segundo CHALVIGNAC, 1953, somente uns poucos organismos do solo são aptos para degradar amido e ácidos orgânicos e gás carbônico; a maioria deles pode somente convertê-lo a dextrinas. Ele concluiu que a degradação no solo se dá em duas fases; primeiramente há converção a dextrina e posteriormente fermentação destas substâncias simples. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

Segundo ALEXANDER, 1967, o amido é o segundo, após a celulose, mais comum polímero da hexose nas plantas. O amido é a maior reserva de carboidratos. Os microorganismos podem também acumular este polissacarídeo. Ele desaparece rapidamente quando sujeito à atividade de população do solo e sua decomposição prossegue até o seu desaparecimento e somente então, ocorre em taxas elevadas, a hidrólise da celulose e himicelulose.

Bactérias, fungos e actinomicetos tem a capacidade de hidrolisar amido nas mais variadas condições ambientais e os solos frequentemente contém 10^6 a 10^7 ou mais microorganismos por grama. Os microorganismos são particularmente numerosos nas proximidades das raízes das plantas, mas a sua incidência proporcional não é significativamente diferente daquele solo tomado à distância da planta, segundo KING & WALLACE, 1956, citados por ALEXANDER, 1967.

Muitos fungos filamentosos são capazes de excretar a enzima hidrolítica; as leveduras, por outro lado, raramente possuem amilase. Os organismos que utilizam amido como fonte de energia e de carbono, não exibem especificidade particular por substrato, muitos atacam açúcares simples, ácidos orgânicos, pentosanas e algumas vezes celulose, ALEXANDER, 1967.

Há evidências, segundo LYNCH & COTNOIR, 1956, citadas por ALEXANDER, 1967 que as enzimas usadas por micro-organismos na decomposição do amido, não são apreciavelmente afetadas pelas argilas.

2.9.2 - A celulose e a celulólise

Esta é provavelmente a etapa melhor conhecida do ciclo de carbono, devido aos numerosos trabalhos realizados em função dos danos ocasionados aos tecidos, madeiras, e seus derivados pelos organismos celulolíticos. Esta substância constitui a fração mais importante, em peso, da matéria seca total; 15 a 30% nos órgãos verdes e 30 a 50% nas palhas e na madeira. DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A aptidão para a degradação da celulose, se encontra nos microorganismos mais diversos; bactérias, actinomicetos, fungos filamentosos, mixomicetos e protozoários. Mas entre alguns grupos, a decomposição é limitada a um pequeno

número de espécies ou mesmo a certas cepas. As bactérias, em sua maioria, pertencem aos gêneros *Vibrio*, *Cellvibrio*, *Cellulomonas*, *Bacillus*, *Clostridium*, estes em anaerobiose. As formas aeróbias e notadamente os *Cellvibrio* são frequentes no litter e horizontes orgânicos, mas a atividade destas bactérias é geralmente fraca e incompleta. As mixobactérias são mais ricas em espécies ativas e sobretudo, mais eficazes ao ponto de, algumas delas, serem consideradas antigamente como celulolíticas obrigatórias. As mais conhecidas são *Cytophaga* e *Sporocytophaga*, porém são poucas e seu papel é provavelmente inferior aquele dos fungos. DOMMERGUES & MANGENOT 1970.

Os actinomicetos apesar de numerosos, tem crescimento lento e limitado, sendo sua atividade na natureza, de tenue a fraca crescem bem em pH de 5,5 a 9,5.

Entre os fungos, os ascomicetos e deuteromicetos são os mais numerosos, ativos e eficazes. Entre os gêneros citam-se *Penicillium*, *Verticillium*, *Alternaria*, *Chaetomium*, *Acremoniella*, *Monotospora*, *Myrothecium*, *Oidiodendron*, *Stachybotrys*, alguns *Aspergillus* e *Fusarium*, *Trichoderma*, *Rhizoctonia* etc. A ação dos fungos sobre a celulose é sem dúvida, menos rápida e menos espetacular que aquela das mixobactérias. Porém, como a sua distribuição é mais ampla, seu poder de penetração mais elevado, admite-se que seu papel, na

natureza, é mais importante que das bactérias. ALEXANDER, 1967 ; DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

Os fatores ecológicos mais importantes na decomposição de celulose parecem ser o potencial de oxida-redução, a estrutura e umidade, o pH, a temperatura e o teor de nitrogênio assimilável, porém com variações de intensidade, de um solo para outro.

O potencial de oxida-redução condiciona a flora ativa. As bactérias tem faixas mais estreitas enquanto os fungos tem seu comportamento variável, segundo as espécies. Eles são mais abundantes nos meios de rH elevado.

Disto resulta que a celulólise é mais ativa nos horizontes superficiais do solo, onde a população é também mais variada, enquanto que em profundidade intervem sobretudo os organismos filamentosos, GRAY & WILLIAMS, 1971.

As bactérias aneróbias são tolerantes à acidez: deste modo, se os valores ótimos de pH, para seu desenvolvimento estão entre 6,8-7,4, podem ser encontradas mesmo nos solos de pH 4,3, de modo que sua distribuição é sensivelmente mais ampla que a das bactérias aeróbias.

Em geral podemos admitir que o ótimo se situe entre 6 a 7 para a *Cellulomonas*, o mínimo para os *Cellvibrio* e os *Cytophaga* é entre 6 e 6,5. As mixobactérias são mais sensíveis e se encontram sobretudo no litter de pomares e

nos mull cálcicos. Nos mull ácidos ou no mor elas são menos numerosas e as bactérias são mais distribuídas (WENT & DE JONG, 1966), de acordo com DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

Os actinomicetos tem reputação de preferirem os meios neutros, mas são encontrados em solos com pH variando entre 4,6 e 9,5.

Para os fungos não há uma regra geral, porém; podemos admitir que a celulólise é mais ativa nos solos pobres em bases e o pH exerce uma profunda influência na microflora celulolítica.

A temperatura para celulólise pode variar de + 5° a + 65°C. Os microorganismos que agem a temperaturas altas são os termófilos, como a maior parte dos *Clostridium*, anaeróbios para os quais o crescimento é fraco abaixo de 50°C. São considerados também como termófilos os actinomicetos, *Streptomyces*, *Micromonospora*, e os fungos dos gêneros *Chaetomium* e *Humicola*. Porém eles podem agir como mesófilos, crescendo em temperaturas de 20°C, segundo COONEY & EMERSON 1964, citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

As espécies termófilas não estão ausente do solo, mas elas representam uma fração reduzida da população, aproximadamente 1% e são encontradas sobretudo no esterco, nos compostos quentes, nas matérias vegetais em decomposição. Os celulolíticos do solo são, na sua grande maioria,

mesófilos, mas suas exigências são muito variáveis segundo as espécies ou as raças. Os *Clostridium* estão entre os mais exigentes, tendo um ótimo decrescimento ao redor de 33-40°C e atividade reduzida abaixo de 28°C. As outras bactérias são ativas a partir de 15-20°C com valores ótimos a 28-30°C ou mesmo a 35°C, sendo que os mais tolerantes quanto a temperatura são os *Cytophaga*, ALEXANDER, 1967.

O ótimo para a produção de celulase pelas bactérias se situa em torno de 30°C segundo RIVIERE & ROUX, 1961 citado por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A umidade condiciona a atividade biológica total do solo e da mesma maneira, a intensidade de celulolise. Em florestas, na Holanda a celulolise é proporcional ao conteúdo de água do solo e praticamente não ocorre em solos secos. Seguindo a regra, a umidade relativamente baixa, inferiores a 50 ou 60% ou as alterações de umidade e secura favorece as formas filamentosas, enquanto que os meios ricos em água desenvolvem os organismos unicelulares. Assim a 20%, SZEGI, 1964, encontrou sobretudo os actinomicetos, enquanto uma umidade relativa de 70% favorecia os fungos comuns, as espécies mais nitidamente celulolíticas se encontravam a 60%, segundo MACIEOWSKA & WILLIAMS, 1965. Citações de DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

As flutuações estacionais de microflora celulolítica estão relacionadas com a dinâmica do nitrogênio solúvel no solo, NAPLEKOVA, 1964, citado por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

HANDLEY, 1961, atribuiu a diminuição da celulólise no humus tipo mor à indisponibilidade do nitrogênio dos complexos tanino proteína formados no litter e às substâncias húmicas que são medíocres fontes de nitrogênio. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

A composição da cobertura vegetal exerce uma influência considerável sobre a atividade da celulólise e sobre a composição da microflora correspondente. WENT & DE JONG, 1966, citados por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, constataram que num pomar, folhas de celofane eram decompostas em 4 semanas, enquanto que, em florestas elas desapareciam somente após 20 a 40 semanas em um mull cálcico, e eram ainda visíveis após 48 semanas em um mor.

Segundo RUSCHMEYER & SHMIDT, 1958, citados por ALEXANDER, 1967, não há correlação entre mineralização de celulose e o nível de fósforo disponível, e não há estimulação se o fósforo é adicionado a solos com baixa quantidade de fósforos disponíveis. Muitos microorganismos crescem pouco em meio contendo celulose purificada como fonte de carbono e quando material da planta é adicionado, os mesmos

organismos utilizam vigorosamente o polissacarídeo. Se uma população pode se desenvolver às expensas de algum nutriente carbonáceo mais acessível, isto é, mais facilmente decomponível, a microflora vai se adaptar ao outro quando o suprimento do primeiro se tornar limitado, segundo ALEXANDER, 1967.

Segundo GRAY & WILLIAMS, 1971, a forma de celulose se utilizada no meio de cultura, exemplo celofane ou papel de filtro, pode influenciar o desenvolvimento de organismos celulolíticos, e a presença de impurezas pode ser importante. Os autores citam o trabalho de JENKINSON, 1966, que observou que, usando iscas de celulose, os fungos predominam nas tiras de celofane, enquanto as bactérias colonizam papel de filtro. O enterramento da maioria das formas naturais de celulose, que contém uma variedade de hemiceluloses, ceras e linina, causam o desenvolvimento de outras formas de microorganismos além dos celulolíticos. BASU & GHOSH, 1960, citados por GRAY & WILLIAMS, observaram que a produção de celulase por fungos era estimulada pela presença da hemicelulose.

Na destrição de litter florestal, lenho, e tecidos lenhosos, os basidiomicetos celulolíticos são proeminentes, mas eles receberam pouca atenção por que crescem muito pouco em meios de culturas convencionais. GRAY & WILLIAMS, 1971.

2.9.3 - A hemicelulose e a hemicelulolise

A análise de materiais vegetais mostram que esta substância pode constituir uma fração importante da matéria seca do litter. Assim os xilanos, que são os glucídios secundários mais abundantes na natureza, representam 15 a 30% nas palhas, 20 a 25% na madeira das dicotiledôneas e 7 a 12% na madeira das coníferas. O termo hemicelulose, designa um conjunto heterogêneo de substâncias variáveis segundo as espécies e as variedades, difíceis de analisar quimicamente. A taxa de hemicelulose diminui rapidamente nos restos vegetais aportados ao solo, em comparação com a celulose. Assim, em três meses, segundo SCHOBINGER, 1958, citado por DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, no caso de palha inoculada por uma solução de solo, 95% da holocelulose (celulose + hemicelulose) foram destruídas, enquanto que, para a celulose sozinha, as perdas atingiram 96 a 98%. Isto parece indicar que existe um período de decomposição bastante ativo, seguido de uma nítida diminuição. Se, por exemplo, 60% das pentosanas são de compostas em dois meses, precisamos de 4 anos para que elas sejam decompostas inteiramente. Assim, o nível de hemicelulose tende a se estabilizar nas condições naturais, e pode mesmo, posteriormente ser elevado em pequena quantidade, de modo que, nos solos orgânicos ele se estabiliza entre 10 e 15%. Estes fatos podem ter duas explicações, que não se excluem:

- as diferentes substâncias classificadas entre as hemiceluloses, são desigualmente lábeis; os xilanos e mananos são frágeis e desaparecem primeiro, enquanto os galactanos parecem mais resistentes, mesmo *in vitro*. A decomposição de xilanos purificados torna-se extremamente lenta após algum tempo segundo SORENSEN, 1957.
- ao mesmo tempo que as hemiceluloses dos resíduos vegetais são degradadas, a microflora sintetiza outras substâncias pertencentes à mesma categoria: glucanos e pentosanos das membranas esqueléticas dos fungos filamentosos, mananos das leveduras e glucanos e levanos das cápsulas bacterianas.

Consequentemente, ocorre o enriquecimento em ácidos urônicos, que certos autores observaram no solo, mas a sua dosagem em material complexo é difícil segundo DEVEL *et alii*, 1960. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

Os hemicelulolíticos são bactérias anaeróbias do gênero *Clostridium*, aeróbias dos gêneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus*, *Vibrio*, *Sporocytophaga*, os acitino micetos dos gêneros *Streptomyces*, *Micromonospora*, e os fungos filamentosos *Chaetomium*, *Penicillium*, *Aspergillus* e vários himenomicetos. Esta lista, apesar de incompleta, mostra que a atividade hemicelulolítica é mais amplamente distribuída que a atividade celulolítica.

Segundo a regra, as grandes moléculas das hemicelulose, são fragmentadas em unidades menores e solúveis sob a ação das enzimas hidrolizantes. A hemicelulólise se desenrola, em geral, paralelamente à celulólise, se bem que, às vezes com intensidades diferentes e mesmos fatores externos exercendo efeitos semelhantes aos dois fenômenos. A decomposição das hemiceluloses é diminuída em anaerobiose; os fungos desempenham o papel principal em meio ácido e travam concorrência com as bactérias nos solos neutros.

A ação das xilanases é fraca no *Clostridium*, para *Penicillium*, *Chaetomium* e *Actinomicetos* a ação é maior a um pH ótimo entre 6,0 e 6,5, sendo que para *Cellvibrio* o ótimo de pH é 7,0. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970; ALEXANDER, 1967).

A temperatura ótima para ação das xilanases é de 37°C com tendência termófila dos actinomicetos que preferem 45 a 50°C .

Como no caso da celulose, a decomposição das hemiceluloses está em dependência de um teor suficiente de nitrogênio. Em palhas enriquecidas em nitrogênio e sais minerais, as hemiceluloses, são degradadas cinco vezes mais rápido que no mesmo produto não enriquecido. Os tecidos jovens são atacados mais rapidamente que os velhos, pois a natureza das hemiceluloses modifica com a idade, pelo seu estado físico transformado ou pelo estabelecimento de ligações com outros componentes da parede. Assim no caso da ma

deira, as pentosanas livres são atacadas primeiro, a seguir a degradação das hemiceluloses progride paralelamente àquela da celulose, qualquer que seja o tipo de podridão. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

GRAY & WILLIAMS, 1971, evidenciam que as hemiceluloses ocorrem nas paredes espessas das células, nos troncos, raízes, folhas e sementes de plantas. Elas são de dois tipos distintos, poliuronóides, que consiste de repetidas unidades de açúcar e ácido urônico, e celulosanas, que consiste somente de açúcares. Quimicamente, elas não são relacionadas com a celulose, pelo seu conteúdo com 5 carbono açúcares e 6 carbono açúcares, exemplo, xilose, arabinose, galactose e manose. Entre os tipos mais comuns estão as pectinas, pentosanos, mananos, xilanos e galactanos.

2.10 - O ciclo do nitrogênio

Com excessão das leguminosas e outras espécies que fixam nitrogênio molecular em simbiose com microorganismos, as plantas superiores absorvem o nitrogênio sob a forma mineral (nítrica e amoniacal) e, acessoriamente em certas formas orgânicas (ácidos aminados notadamente). É por isto, que o estudo dos processos que controlam o equilíbrio entre as formas orgânicas e minerais do solo apresentam um grande interesse. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

2.10.1 - A fixação não simbiótica do nitrogênio

O litter das florestas, por seu teor elevado em com posto energéticos, deveria, a priori, ser o local de fixação ativa, se bem que possua substâncias inibidoras a certos microorganismos fixadores, como ao *Azotobacter*. De fato, existem poucas informações sobre a importância da fixação as-simbiótica do nitrogênio, particularmente em solos florestais. A existência de uma fixação biológica no litter de florestas é posta em dúvida por diversos autores, como BOCKOCK, 1963. Outros estimam que ela é bastante fraca, nos litter pobres em substrato facilmente metabolizáveis de acordo com HUSER, 1963 e 1965. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

Para haver fixação não simbiótica, devemos ter pH próximo ao neutro, que no solo sob litter de coníferas não acontece. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A fixação biológica do nitrogênio é feita por bactérias ou algas azuis, entre as bactérias, temos as heterotróficas: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Azotobacter*, *Azotomonas*, *Bacillus polymyxa*, *Beijerinckia*, *Clostridium*, *Pseudomonas*; as fotossintéticas: *Chlorobium*, *Chromatium*, *Rhodomicrobium*, *Rhodopseudomonas*, *Rhodospirillum*, e a quimiotrófica: *Metha*nobacillus omilianskii. Entre as algas azuis temos os gêneros: *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aulosira*, *Calothrix*, *Cylindrospermum*, *Nostoc*, *Tolypothrix*. A mais intensivamente estudada é a *Azotobacter*, mas a vasta literatura concernen-

te ao gênero, não deverá ser tomada como indicativo que as demais não são importantes. (DOMMERQUES & MANGENOT, 1970 ; ALEXANDER, 1967).

Todas as *Azotobacter* são aeróbios estritos e aparentemente possuem a mais alta taxa respiratória dos reinos, animal e vegetal. Estas bactérias utilizam alguns compostos nitrogenados, nitrogênio gasoso, amônia, uréia e moléculas que contenham nitrogênio ocasional.

Elas crescem melhor em meios deficientes em nitrogênio, produzindo abundante quantidade de cápsulas gelatinosas, se a glucose estiver presente como fonte de carbono. As espécies de *Azotobacter* ocorrem em diferentes solos, sendo porém, encontradas em pequenas quantidades. São encontradas em solos com pH variando de 5,9 a 8,4 e quando elas não são encontradas, outros fixadores podem ocorrer. As espécies de *Beijerinckia*, são aeróbias, crescendo em condições ácidas e algumas vezes se desenvolvem em pH tão baixo quanto três.

As bactérias do gênero *Clostridium* tem uma exigência intermediária ou seja, pH 5 , crescendo em anaerobiose.

Certas espécies de *Pseudomonas*, são responsáveis pela fixação de nitrogênio em solos florestais ácidos (DOMMERQUES & MANGENOT, 1970 ; GRAY & WILLIAMS, 1971). GAUCHER, 1971, cita que os fixadores aeróbios podem oxidar glucídios, como a manita, o amido e outros para a síntese de suas pro-

proteínas, decompondo-os à gás carbônico e água. O mesmo autor cita a existência de um grupo de bactérias denominadas amilobacter, que fixam o nitrogênio gasoso em presença do amido.

2.10.2 - A amonificação

Sabe-se, depois dos trabalhos de CHAMINADE & DROUINEAU, 1963, confirmados posteriormente por numerosos autores, que o nitrogênio mineral existe não somente nas formas nítrica e de amônia trocável, mas também sob a forma de amônia não trocável, mas conhecida atualmente sob o termo de amônia fixada. Os íons de amônia penetram na rede cristalina dos minerais de argila, ficando retidos. O teor de amônia fixada nos solos é uma porção mínima do nitrogênio total, porém no horizonte C, os valores podem ser elevados, chegando a 45 e até 75%, segundo NOMMIK, 1957, 1965, KARLOS, 1964. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A fração orgânica é composta essencialmente de proteínas, de 34 a 50%, acesoriamente de ácidos nucleios, de 3 a 10% e amino-açúcares de 5 a 10%. Os ácidos aminados livres, são bem representados qualitativamente, porém constituem uma ínfima parte do nitrogênio do solo (de 200 e 400 partes por bilhão). As frações não identificadas, que cor-

respondem grosseiramente à metade do nitrogênio total, podem ser produtos de condensação bem resistentes ou entrar na composição de complexos com a linina. (ALEXANDER, 1967, DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A amonificação é realizada através, do nitrogênio protéico ou de ácidos nucleicos. Uma fração da amônia pode ser transformada em nitrato pela microflora nitrificante; uma fração pode ser imobilizada pela microflora, que como se sabe, prefere o nitrogênio amoniacal ao nítrico; uma fração pode ser reabsorvida pelas plantas superiores; uma fração pode ser fixada sob uma forma muito estável, pela matéria orgânica do solo (NOMMIK, 1965), (este processo foi designado pelo termo, reversão não biológica por BROADBENT & NAKASHIMA, 1967); uma fração pode ser fixada pelos minerais argilosos (este processo é conhecido pelo termo, fixação da amônia); uma fração pode ser perdida por volatilização sob a forma de amoníaco. As perdas por lixiviação são ínfimas. (ALEXANDER, 1967 ; GRAY & WILLIAMS, 1971 ; DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A amonificação é feita por um número considerável de microorganismos, que intervêm em um ponto ou em outro da cadeia de degradação e em condições ecológicas extremamente variáveis de uma espécie à outra. Entre as bactérias amonificantes os gêneros mais conhecidos são: *Achromobacter*,

Bacillus, *Corynebacterium*, *Clostridium*, *Flavobacter*, *Micrococcus*, *Protaminobacter*, *Proteus*, *Serratia*, e *Pseudomonas*.

Os fungos tem a mesma amplitude de amonificação que as bactérias. Os actimonicetos possuem frequentemente as enzimas necessárias para a degradação do nitrogênio, mas é possível que o seu papel no solo, em geral, seja menos importante que aquele dos fungos em razão de seu crescimento mais lento. A amonificação é um processo pouco específico, aparecendo pois em todos os solos e em condições ecológicas bem variáveis.

Como é o caso para as outras macromoléculas, a clivagem das proteínas se efetua sob a ação das enzimas do solo ou das enzimas extra-celulares elaboradas por microorganismos.

Como a proteólise é em suma um processo de amonificação das proteínas, sofre as mesmas influências externas que a amonificação, descrita no ítem anterior. DOMMÉRQUES & MANGENOT, 1970.

Muitos fungos decompõem rapidamente a proteína, os aminoácidos e outros compostos nitrogenados com liberação de considerável quantidade de amônia. Os fungos frequentemente produzem menos amônia que as bactérias, pois eles assimilam parte do nitrogênio para síntese celular. Sem dúvida, os fungos ocupam uma posição dominante na proteólise em certos solos, particularmente em solos ácidos.

As prote^oses dos fungos são geralmente tolerantes á acidez, e elas comumente funcionam do pH 4 a 8 enquanto das bactérias tem seu ótimo entre 7 e 8. (ALEXANDER, 1967, DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

2.10.3 - A nitrificação

O nitrogênio amoniacal do solo, de origem biológica pela amonificação é oxidado para a forma nítrica, quando as condições ecológicas são favoráveis. Os microorganismos autótrofos responsáveis pela nitrificação foram isolados por WINOGRADSKY (1890,1891). Paralelamente á nitrificação autótrofa, foi demonstrada a existência de um nitrificação heterótrofa, capaz de produzir o nitrogênio nítrico a partir do nitrogênio amoniacal ou de nitrogênio orgânico. DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A nitrificação autótrofa é realizada por dois grupos de microorganismos altamente especializados que tiram toda a energia necessária, da oxidação do nitrogênio amoniacal ou nitroso. O primeiro grupo, do *Nitrosomonas*, oxida o nitrogênio amoniacal em nitroso (nitritação ou nitrosecção), o segundo grupo, do *Nitrobacter*, oxida o nitrogênio nitroso em nitrogênio nítrico (nitratação).

Os principais gêneros de bactérias nitrosas são; *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosogloea*, e *Nitrosocystis*. O principal gênero de bactéria nítrica é *Nitrobacter*, sendo *Nitrocystis* um gênero secundário. ALEXANDER, 1967.

As bactérias nitrificantes utilizam somente o carbono do gás carbônico e dos carbonatos, que não são fatores limitantes no solo. O nitrogênio é utilizado sob a forma amoniacal para as bactérias nitrosas e nitrogênio nitroso para bactérias nítricas.

O magnésio e o fósforo são indispensáveis em pequenas doses, o potássio é necessário assim como, o enxofre, o ferro, o cobre, e o molibdênio, segundo ALEXANDER, 1967.

As bactérias nitrificantes são de neutrófilas a basófilas e sua atividade ótima está entre o pH 6,8 a 9,0. O pH mínimo oxila entre 5,0 e 7,0. A *Nitrosomonas*, parece em geral mais tolerante quanto ao pH que a *Nitrobacter* (ALEXANDER, 1967). Estes organismos são aeróbios estritos e o ótimo de temperatura está entre 28 e 36°C. Nas zonas temperadas a sua densidade está entre 10^2 a 10^3 unidades por grama de solo. Nos solos florestais pode ser menor a densidade ou seja, 10 a menos de 10 unidades por grama de solo. Nestes solos, por meio do litter, a nitrificação é inibida. Em regiões temperadas, onde o horizonte superficial é do ti

po mor, a nitrificação é bastante discreta ou ausente, BERNIER & ROBERGE, 1962 ; LEMÉE, 1967. A ação de substâncias inibidoras, de origem vegetal (polifenóis) ou microbiana (toxinas dos fungos) se manifestam sobre tudo em solos ácidos ou mal tamponados. DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 ; ALEXANDER, 1967.

A amonificação é bastante menos sensível ao pH que a nitrificação, a diferença se explica pela gama de microorganismos que compões os amonificantes. (ALEXANDER, 1967). Esta tolerância da amonificação quanto ao pH é responsável pela acumulação do nitrogênio amoniacal, que observa nos solos ácidos onde a nitrificação é impossível.

Em solos ácidos pode haver formação de nitratos de materiais orgânicos pela oxidação de NH_3 anidro ou NH_4OH mais rapidamente que a nitrificação de sais de amônia. ALEXANDER, 1967.

2.10.4 - A desnitrificação

A desnitrificação sensu lato, designa o mecanismo respiratório pelo qual certos microorganismos se desenvolvem em anaerobiose utilizando os nitratos e outros compostos oxigenados do nitrogênio mineral como aceptores finais de elétrons, em lugar do oxigênio. Os produtos finais são

os compostos nitrogenados mais ou menos reduzidos: NO_2 , N_2 e NH_3 . Para os biólogos do solo, desnitrificação é o processo microbiano pelo qual os nitratos (e acessoriamente os nitritos) são reduzidos ao estado de produtos gasosos (nitrogênio molecular, óxido nitroso), que escapam do solo e são assim perdidos DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

As espécies microbianas capazes de desnitrificação de N_2 ou N_2O (não somente ao estado NO_2^-), são essencialmente bactérias dos gêneros *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Micrococcus* e *Spirillum* (ALEXANDER, 1967).

A desnitrificação exige três condições: presença de nitrogênio na forma nítrica ou nitrosa; a ausência de oxigênio (anaerobiose); presença suficiente de substâncias doadoras de elétrons. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

O teor de oxigênio do solo está parcialmente sob a dependência da umidade, porque este fator rege significativamente a difusão do oxigênio, por isto a desnitrificação nos solos bastante úmidos se desenvolve vigorosamente, se as duas outras condições fundamentais estão reunidas; presença de nitrato e de um doador de elétrons. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

Porém, a experiência mostra que a desnitrificação pode se manifestar igualmente em solos bem drenados, que não apresentam sintomas de anaerobiose, segundo Mc GARTY,

1961 ; GREENWOOD, 1962 ; EKPET & CORNFIELD, 1964. Esta anomalia aparente se explica pelo fato que um solo bem aerado comporta microhabitats, que são particularmente favoráveis do desenvolvimento do processo de desnitrificação. Estes locais se situam particularmente; na rizosfera; no interior dos agregados; nas proximidades ou em contato com os resíduos orgânico. (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A desnitrificação é um processo neutrófilo, porque o ótimo de pH se situa entre 7,0 e 8,6, mas ele é suficientemente tolerante á acidez podendo suportar um pH igual a 5,0, abaixo deste valor, a desnitrificação se torna inibida. ALEXANDER, 1967.

Em ambientes ácidos, com pH abaixo de 5,5 o nitrato se decompõe espontaneamente em NO, oxido nitroso. As bacterias ativas em proteólise, amonificação e em outras transformações, são também desnitrificadoras. Portanto uma grande população de desnitrificadores, numa amostragem, não indica que as condições são favoráveis para desnitrificação e sim um potencial para esta atividade. Isto se baseia no conceito de que a abundância de micrroorganismos não especificos quanto a substrato, não deve ser tomado como evidência de sua atividade bioquímica no local de onde foram isoladas. (ALEXANDER, 1967 ; DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 ; GRAY & WILLIAMS, 1971).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Material

Para a condução do presente trabalho foram selecionados povoamentos, de *Pinus elliottii* Engelm. , de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze e da mata nativa, localizados na propriedade do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) na Floresta Nacional (FLONA) do município de Três Barras, Estado de Santa Catarina.

A topografia da região é plana a ligeiramente ondulada, situando-se a uma altitude de 760 m.

A região é de zona temperada sempre úmida, com mais de 5 geadas noturnas anuais e a precipitação em torno de 1360

mm. A temperatura média do mês mais quente é aproximadamente de 22°C. A umidade relativa média é de 60% , conforme dados obtidos do projeto FAO/IBDF-BRA/45 , para o período de 1958 a 1974 , cujos detalhes estão no Quadro 1 .

QUADRO 1 - Clima e época da amostragem

Mês	Temperatura mínima Média	Temperatura média 14 horas	Temperatura máxima Média	Precipitação Média	Umidade relativa 14 horas - %	Amostragem
Março	15,0	24,4	27,1	134,3	60,7	Primeira
Abril	11,7	21,5	24,3	91,9	61,3	
Maio	7,5	18,5	21,5	79,0	63,8	
Junho	5,7	16,7	19,9	117,0	63,6	Segunda
Julho	5,5	16,8	20,3	77,9	62,3	
Agosto	6,8	18,1	21,5	94,5	58,8	
Setembro	9,9	19,7	22,8	127,2	60,3	Terceira
Outubro	12,2	21,4	24,5	129,3	59,7	
Novembro	13,3	23,9	26,5	100,3	54,3	
Dezembro	14,9	24,8	27,8	138,8	56,4	Quarta
Janeiro	16,2	25,7	28,7	139,6	58,4	
Fevereiro	16,3	25,3	28,3	138,5	61,4	
Média 58/74	11,2	21,4	24,4	1.368,3	60,1	

Os povoamentos de *Pinus* e *Araucaria* foram feitos após a derrubada da mata, nos anos de 1963 e 1953 , respecti-

vamente, sendo contíguos e tendo à sua frente a mata nativa remanescente de aproximadamente 4 alqueires. Esta é composta de *Araucaria angustifolia*, *Ilex paraguariensis*, *Ocotea porosa*, *Ocotea puberula* e outras do mesmo gênero, *Cedrela fissilis*, *Prunus sp.*, *Campomanesia xantocarpha*, *Nectandra sp.*, espécies arbustivas e gramíneas, sendo uma mata secundária, onde os exemplares comerciáveis foram retirados. Estes talhões foram escolhidos propositadamente de forma a se obter o máximo de homogeneidade nas condições edafo-climáticas

3.1.1 - Histórico dos talhões

- *Araucaria angustifolia* - talhão 21

- Plantio: 1953 , com espaçamento inicial 1 x 1 m.
- Área: 8,5 ha.

Após dois anos foi feito um raleio deixando-se 2.500 a 3.000 árvores por ha. Durante os três primeiros anos foi feita uma roçada e um coroamento, duas vezes ao ano. Durante os anos de 1964 , 1965 , 1966 , 1967 foram feitos desbastes retirando-se as árvores dominadas.

- *Pinus elliottii* - talhão 55

- Plantio: 1963 , com espaçamento inicial 2 x 2 m.

Em maio de 1963 foi feito o primeiro desbaste deixando-se 1.200 árvores por ha, em março de 1976 foi feito o segundo desbaste deixando-se 550 árvores por ha.

Conforme descrição de DIETRICH e DE HOGH, 1972, os talhões situam-se num altiplano com 825 m de altitude, declividade de 6° , drenagem boa e lençol freático abaixo de 2 m. O solo é laterítico vermelho, argiloso, com sistema radicular abundante

3.2 - Métodos

De cada povoamento foram coletadas, segundo o método proposto por POCHON & TARDIEUX, 1962 , 40 amostras ao acaso, sempre dos 10 cm superiores do solo, desprezando-se o litter e com emprego de rigorosa assepsia. Para tanto, o pequeno trado usado, era inicialmente esterelizado com álcool 96° Be antes de amostrar cada povoamento. As amostras eram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas o mais rápido possível para o laboratório onde era feita a homogenização das 40 amostras para formar uma amostra média. Esta era peneirada em malha 2 mm , colocada num saco de papel e levada ao refrigerador a 5°C , durante 3 a 4 dias para perder a umidade e aguardar a inoculação.

Durante o ano de 1976 foram feitas quatro coletas, a primeira em março , a segunda em junho , a terceira em setembro e a quarta em dezembro, sempre com o mesmo procedimento.

A análise microbiológica do solo foi feita segundo as técnicas recomendadas por POCHON & TARDIEUX, 1962 , para avaliar a população e atividade dos grupos funcionais de microorganismos.

No ciclo do carbono foram determinados; a amilolise , segundo técnica de BARJAC, 1954 , que preconiza a inoculação da diluição do solo em um meio líquido onde o amido é a única fonte de carbono e no qual detetamos o seu desaparecimento mediante o reativo de lugol ; a celulose^{li} aerobia segundo a técnica de POCHON & TARDIEUX, 1962 , para tanto faz-se a inoculação da diluição do solo em um meio de cultura onde para fonte de carbono usa-se uma tira de papel de filtro. A celulolise é evidenciada quando esta tira é cortada pelos microorganismos ao nível do meio líquido ; a celulolise anaerobia segundo a técnica de POCHON & TARDIEUX, 1962, fazendo a inoculação da diluição do solo num meio líquido onde a fonte de carbono é uma tira de papel de filtro. A celulolise anaeróbia é evidenciada quando a tira de papel de filtro é degradada abaixo do nível do meio líquido ; a hemicelulolise segundo técnica de AUGIER, 1956 , fazendo a inoculação da di-

lução do solo num meio líquido onde a fonte de carbono é a hemicelulose e a fonte de nitrogênio é o nitrato de potássio. A hemicelulolise é evidenciada pela reação de uma alíquota do meio de cultura com o reativo de Griss, detetando a formação de nitrito a partir do nitrato utilizado (trata-se pois de uma observação indireta).

No ciclo do nitrogênio foram determinados, a fixação assimbiótica aeróbica, segundo a técnica de TCHAN, 1952, que se baseia na observação do cultivo de *Azotobacter*, mediante a formação de um véu ou anel sobre um meio líquido que não contém nitrogênio, inoculado com diluição do solo; a fixação assimbiótica anaeróbica, segundo técnica de AUGIER, 1957 que se baseia na observação do cultivo de *Clostridium*, mediante desprendimento gasoso em meio líquido, que não contém nitrogênio, inoculado com diluição do solo; a proteólise, segundo a técnica de LAJUDIE & CHALVIGNAC, 1956, que tem por base a inoculação da diluição do solo num meio de cultura onde a fonte de nitrogênio é a gelatina, para observação da ocorrência do processo, os tubos são levados a um refrigerador por uma hora, aqueles em que não houver solidificação do meio, evidenciam a degradação da proteína; a amonificação, segundo técnica de POCHON & TARDIEUX, 1962, baseada na investigação da amônia mediante o reativo de Nessler, em um meio líquido salino, que contém asparagina como fonte de carbono e ni -

trogênio, inoculado com diluição do solo, a nitritação, segundo a técnica de COPPIER & BARJAC, 1952, que se baseia na inoculação da diluição do solo em um meio líquido contendo sulfato de amônia, que quando oxidado resulta em nitrito evidenciado em presença da difenilamina sulfúrica, a nitrat
ção, segundo a técnica de COOPIER & BARJAC, 1952, que se baseia na inoculação da diluição do solo em um meio líquido con
tendo nitrito de sódio, que quando oxidado resulta em nitrato evidenciado pela reação com difenilamina sulfúrica, a deni
trificação, segundo a técnica de BARJAC, 1952, onde o nitrogê
nio é fornecido na forma de nitrato de potássio no meio inocu
lado com diluição do solo, no qual o desaparecimento do nitra
to é investigado mediante a reação com difenilamina sulfúrica.

O cálculo do número provável de microorganismos foi realizado seguindo o método de Mc CRADY. A leitura dos resul
tados consiste na contagem em cada diluição, do número de tu
bos positivo ou duvidosos (+ ou Σ). Deve-se admitir que a
presença de um germem viável na inoculação é necessário e sufi
ciente para a colonização do substrato. A determinação do nú
mero provável de microorganismos é deduzido do número de tubos
positivos encontrados nas diluições consecutivas.

As tabelas estatísticas de Mc Crady permitem avalia
liar o número provável de microorganismos de acordo com repe
tições, para tanto foram usadas 3 a 5 repetições por diluição.

O traçado das curvas de atividade biológica foi feito calculando-se a diluição média limite (D_m) pela seguinte expressão:

$$D_m = \frac{\text{Número total de tubos positivos e duvidosos}}{\text{Número de tubos por diluição}}$$

A diluição média calcula-se diariamente. Os tubos positivos tem valor 1 e os duvidosos valor 0,5 .

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Resultados obtidos

Os resultados obtidos estão apresentados da seguinte maneira; Quadros 2 a 13 e Gráficos 1 a 15 .

	QUADRO Nº	GRÁFICO Nº
Análise da fertilidade	2	-
Ciclo do carbono:		
Amilólise	3	1 , 2 , 3
Hemicelulólise	4	4 , 5 , 6
Celulólise aeróbia	5	-
Celulólise anaeróbia	6	-
Ciclo do nitrogênio		
Proteólise	7	7 , 8 , 9
Amonificação	8	10 , 11 , 12
Nitritação	9	-
Nitratção	10	-
Desnitritificação	11	13 , 14 , 15
Fixação aeróbia	12	-
Fixação anaeróbia	13	-

4.1.1 - Análise da fertilidade dos solos

QUADRO 2 - Análise da fertilidade, realizada pelo Departamento de Química da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da USP.

Determinações	Mata	Araucária	Pinus
Amostragem de Março:			
Acidez (pH)	4,65	4,25	4,45
Matéria orgânica (%C)	4,98	3,54	2,97
Fósforo (e.mg. PO_4 %)	0,02	0,01	0,03
Potássio (e.mg. K^4 %)	0,16	0,10	0,09
Ca + Mg (e.mg. Ca %)	6,00	1,52	1,68
Alumínio (e.mg. Al %)	2,40	5,04	6,48

Amostragem de Junho:			
Acidez (pH)	4,45	4,45	4,35
Matéria orgânica (%C)	4,38	3,93	3,18
Fósforo (e.mg. PO_4 %)	0,02	0,02	0,03
Potássio (e.mg. K^4 %)	0,26	0,27	0,19
Ca + Mg (e.mg. Ca %)	3,60	3,20	1,68
Alumínio (e.mg. Al %)	3,52	4,24	8,16

Amostragem de Setembro:			
Acidez (pH)	4,50	4,50	4,35
Matéria orgânica (%C)	2,07	1,53	1,86
Fósforo (e.mg. PO_4 %)	0,02	0,01	0,03
Potássio (e.mg. K^4 %)	0,32	0,26	0,18
Ca + Mg (e. mg. Ca %)	4,24	2,08	1,20
Alumínio (e. mg. Al %)	2,72	5,04	6,40

Amostragem de Dezembro:			
Acidez (pH)	4,65	4,55	4,50
Matéria orgânica (%C)	1,77	1,80	1,29
Fósforo (e.mg. PO_4 %)	0,04	0,01	0,04
Potássio (e.mg. K^4 %)	0,35	0,21	0,20
Ca + Mg (e.mg. Ca %)	3,84	1,84	1,12
Alumínio (e.mg. Al %)	3,12	4,88	6,88

4.1.2 - Ciclo do carbono

QUADRO 3 - População provável da microflora amilolítica por grama de solo

Amilólise			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	$> 140.000 \times 10^5$	$1,5 \times 10^5$	$1,5 \times 10^5$
Junho	20×10^5	75.000×10^5	75×10^5
Setembro	$11,5 \times 10^5$	15×10^5	95.000×10^5
Dezembro	4.500×10^5	450×10^5	4.000×10^5
Média	36.133×10^5	18.867×10^5	24.769×10^5

QUADRO 4 - População provável da microflora hemicelulolítica por grama de solo

Hemicelulólise			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	150×10^4	$> 14.000 \times 10^4$	$> 1.500 \times 10^4$
Junho	15×10^4	45×10^4	1.500×10^4
Setembro	$2,5 \times 10^4$	15×10^4	950×10^4
Dezembro	25×10^4	450×10^4	15×10^4
Média	48×10^4	3.628×10^4	991×10^4

QUADRO 5 - População provável da microflora celulolítica aeróbia por grama de solo

Celulólise aeróbia			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	15	450	2.500
Junho	150	1.150	150
Setembro	15	950	7
Dezembro	1.500	450	9.500
Média	420	750	3.039

QUADRO 6 - População provável da microflora celulolítica anaeróbia por grama de solo

Celulólise anaeróbia			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	-	-	-
Junho	-	-	-
Setembro	4	-	20
Dezembro	4	-	7
Média	2	-	7

4.1.3 - Ciclo do nitrogênio

QUADRO 7 - População provável da microflora proteolítica por grama de solo

Proteólise			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	45×10^4	$9,5 \times 10^4$	15×10^4
Junho	9.500×10^4	30.000×10^4	20×10^4
Setembro	15×10^4	75×10^4	150.000×10^4
Dezembro	40×10^4	15×10^4	2×10^4
Média	2.400×10^4	7.525×10^4	37.509×10^4

QUADRO 8 - População provável da microflora amonificante por grama de solo

Amonificação			
Época	Mata	Araucária	Pinus
Março	25×10^6	45×10^6	14.000×10^6
Junho	$2,5 \times 10^6$	95×10^6	25×10^6
Setembro	45×10^6	$9,5 \times 10^6$	2.500×10^6
Dezembro	400×10^6	$7,5 \times 10^6$	115×10^6
Média	118×10^6	39×10^6	4.160×10^6

QUADRO 9 - População provável da microflora nitrificante (nitritaço) por grama de solo

Nitritaço			
Época	Mata	Araucaria	Pinus
Março	17	-	-
Junho	17	250	8
Setembro	30	17	30
Dezembro	170	300	170
Média	59	142	52

QUADRO 10 - População provável da microflora nitrificante (nitrataço) por grama de solo

Nitrataço			
Época	Mata	Araucaria	Pinus
Março	40	140	20
Junho	40	40	20
Setembro	20	14	17
Dezembro	175	300	175
Média	69	124	58

QUADRO 11 - População provável da microflora desnitrificante por grama de solo

Desnitrificação			
Época	Mata	Araucaria	Pinus
Março	95×10^2	95×10^2	75×10^2
Junho	25×10^2	25×10^2	250×10^2
Setembro	15×10^2	25×10^2	15×10^2
Dezembro	$4,5 \times 10^2$	15×10^2	45×10^2
Média	35×10^2	40×10^2	96×10^2

QUADRO 12 - População provável da microflora fixadora aeróbia de nitrogênio por grama de solo

Fixação aeróbia			
Época	Mata	Araucaria	Pinus
Março	14.000	8	9.500
Junho	11.000	25.000	140.000
Setembro	3.000	3.500	14.000
Dezembro	1.400	2.500	17.500
Média	7.350	7.752	45.250

QUADRO 13 - População provável da microflora fixadora anaeróbia de nitrogênio por grama de solo

Fixação anaeróbica			
Época	Mata	Araucaria	Pinus
Março	25	35	25
Junho	130	50	25
Setembro	250	130	130
Dezembro	350	350	350
Média	189	141	133

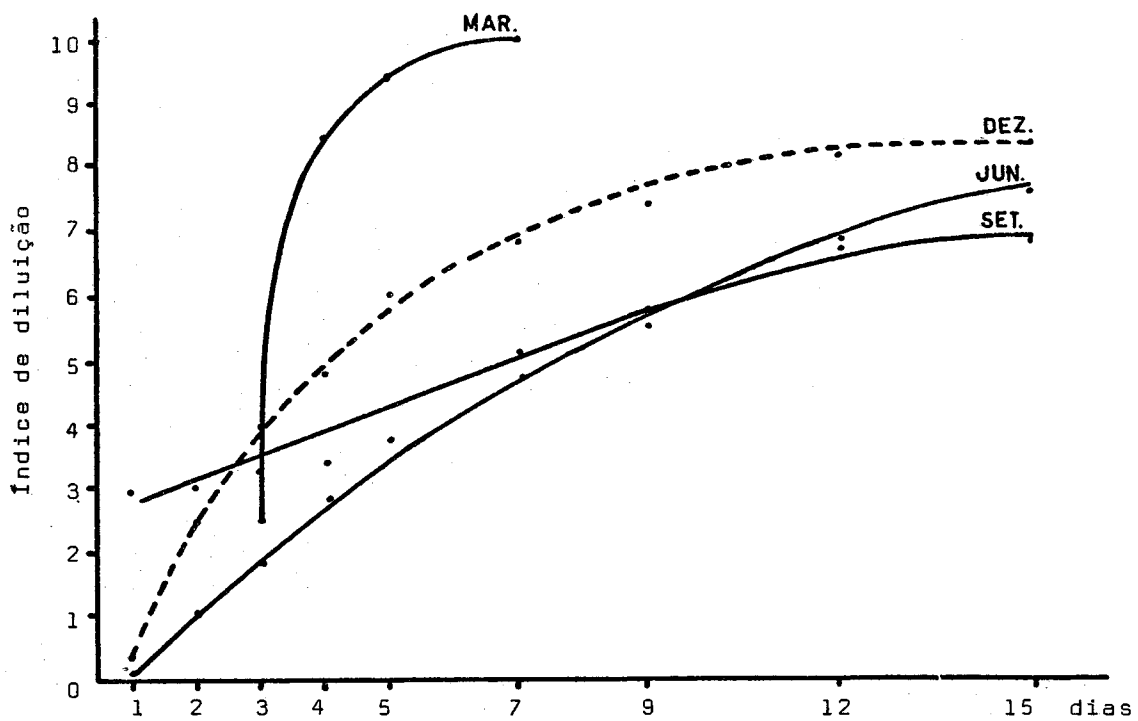


Gráfico 1 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos amilolíticos na mata nativa.

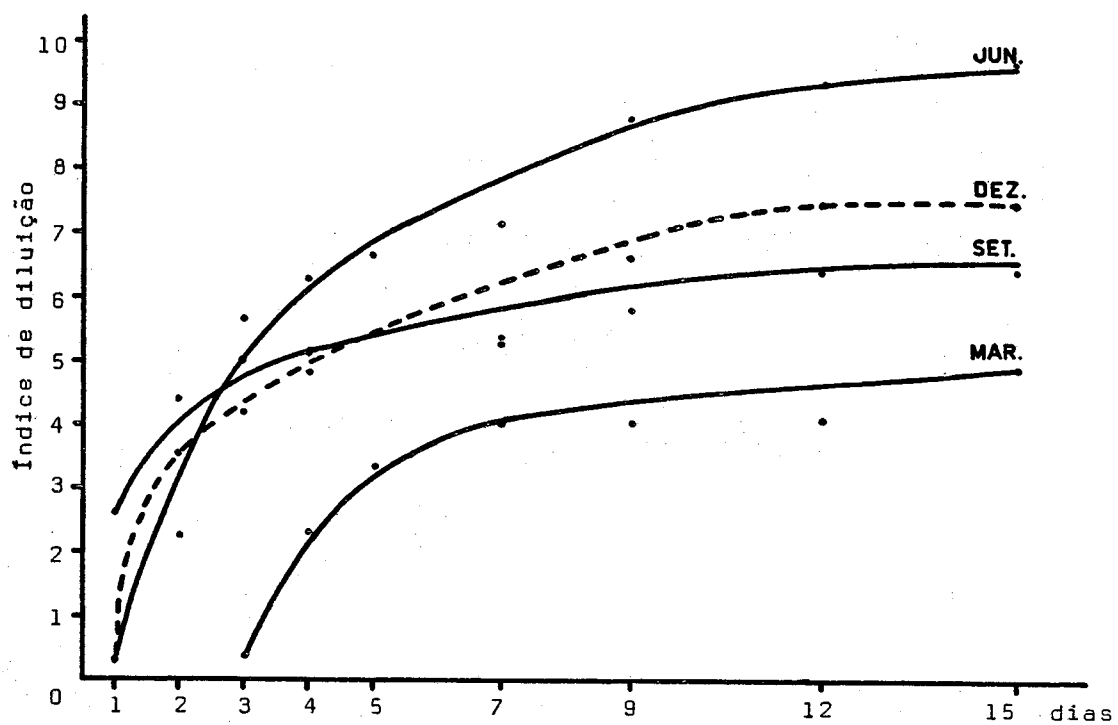


Gráfico 2 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos amilolíticos na Araucaria.

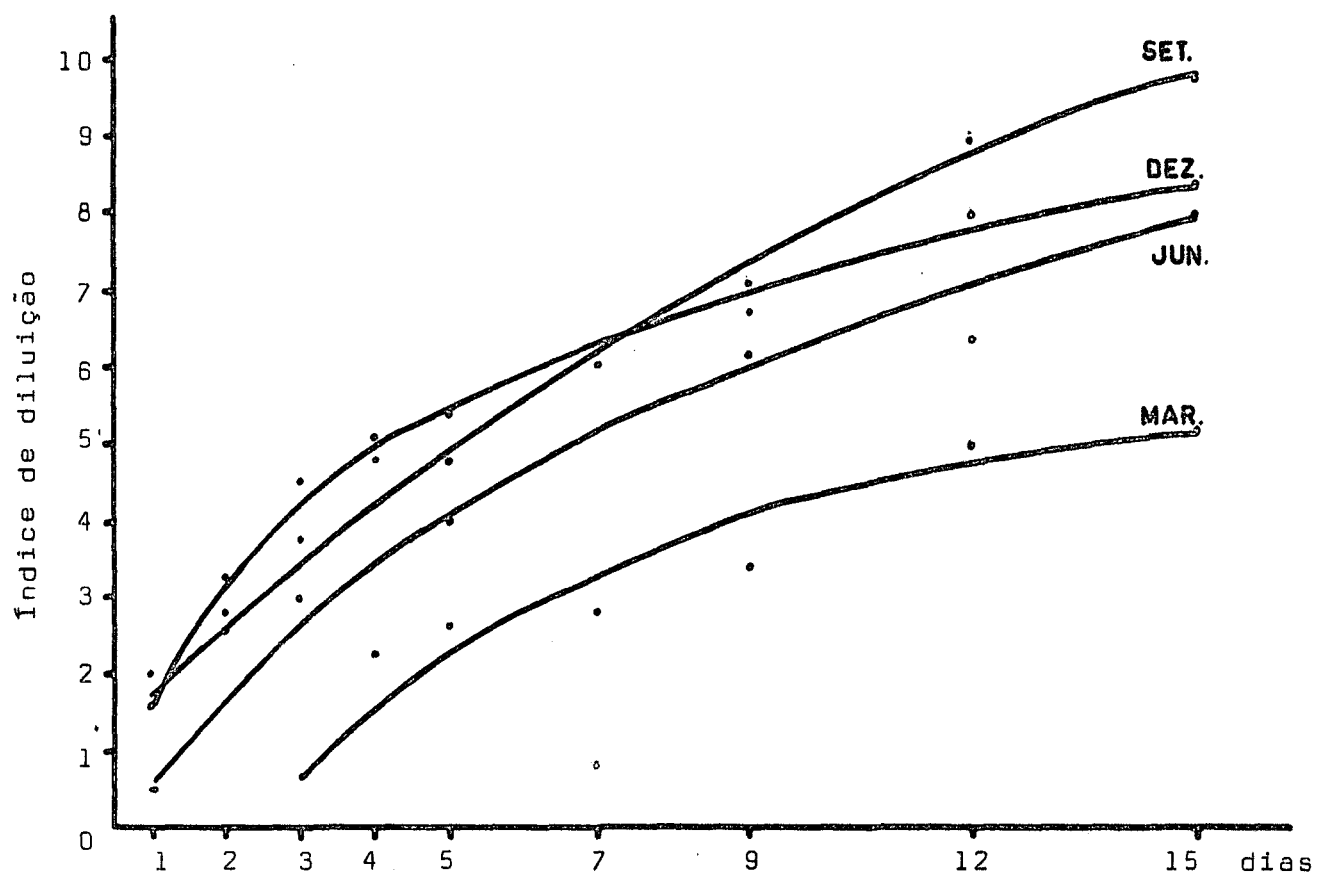


Gráfico 3 - Curvas de atividade microbiocenótica dos microorganismos amilolíticos no Pinus.

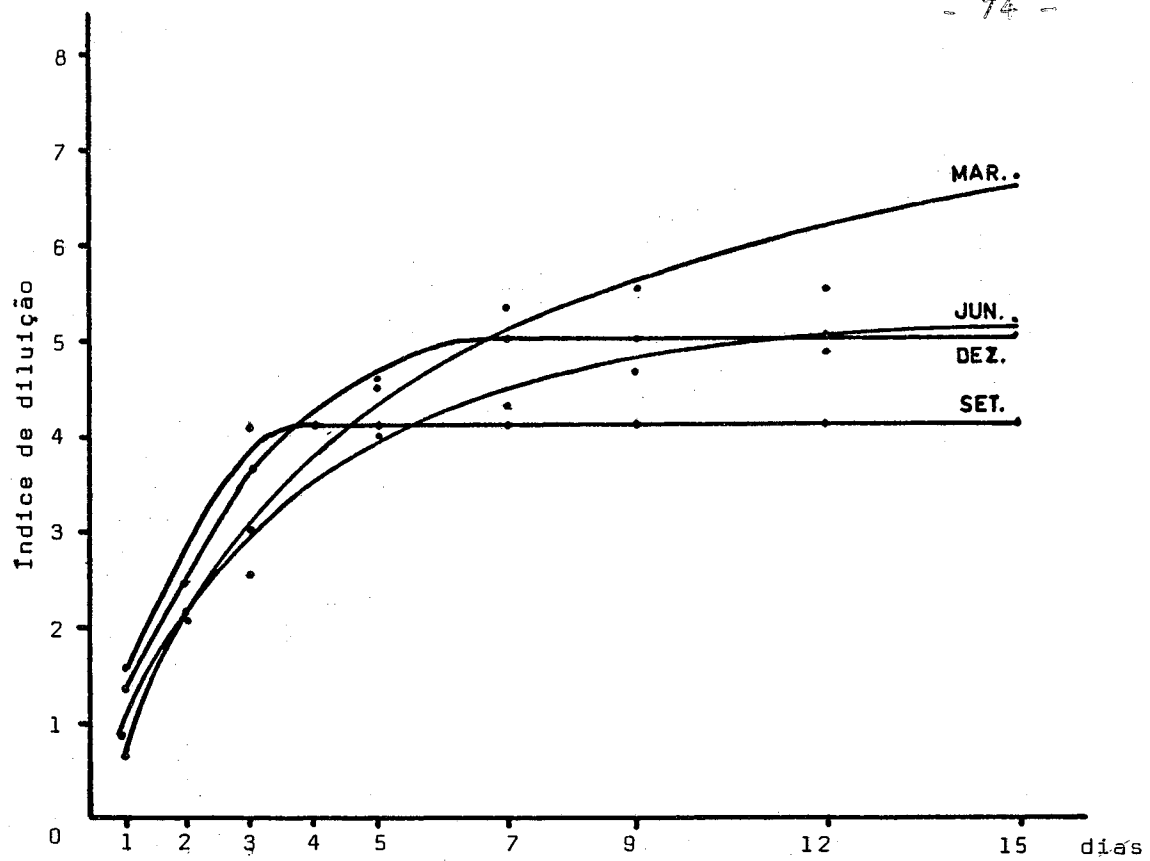


Gráfico 4 - Curvas de atividade microbiocênótica dos microorganismos hemicelulolíticos na mata.

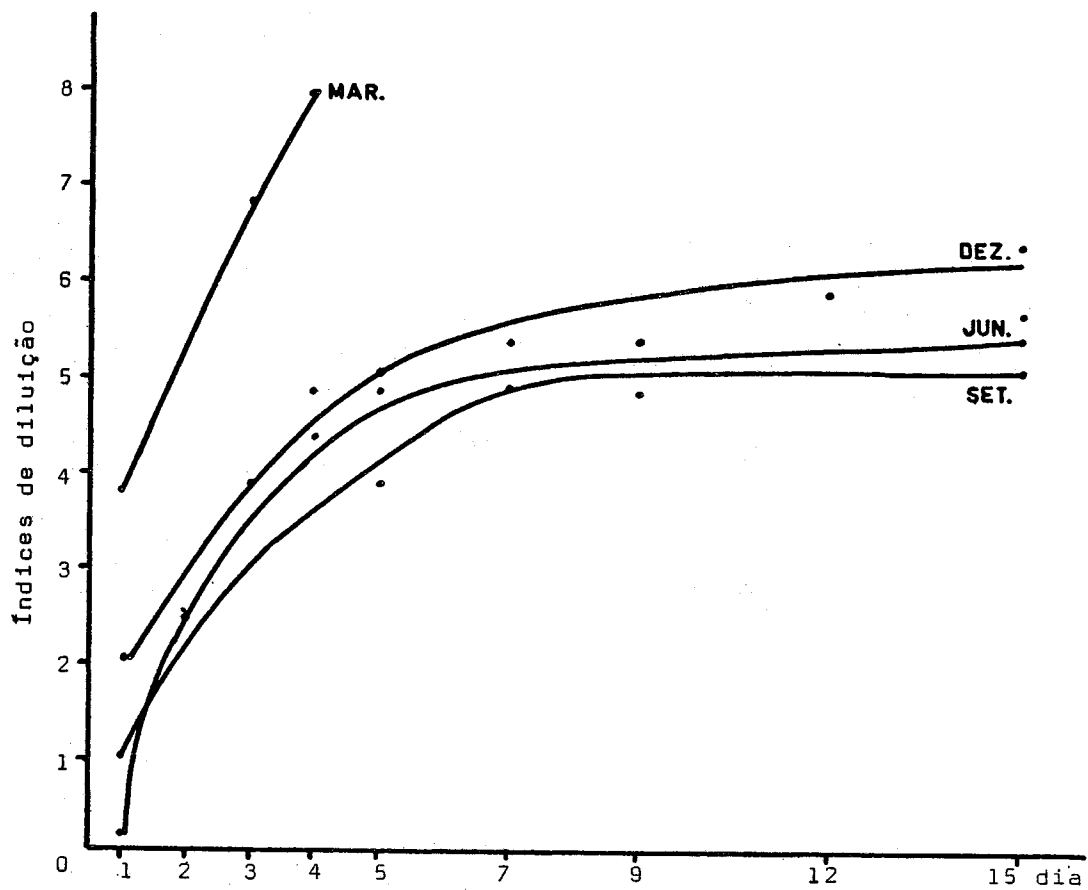


Gráfico 5 - Curvas de atividade microbiocênótica dos microorganismos hemicelulolíticos na Araucária.

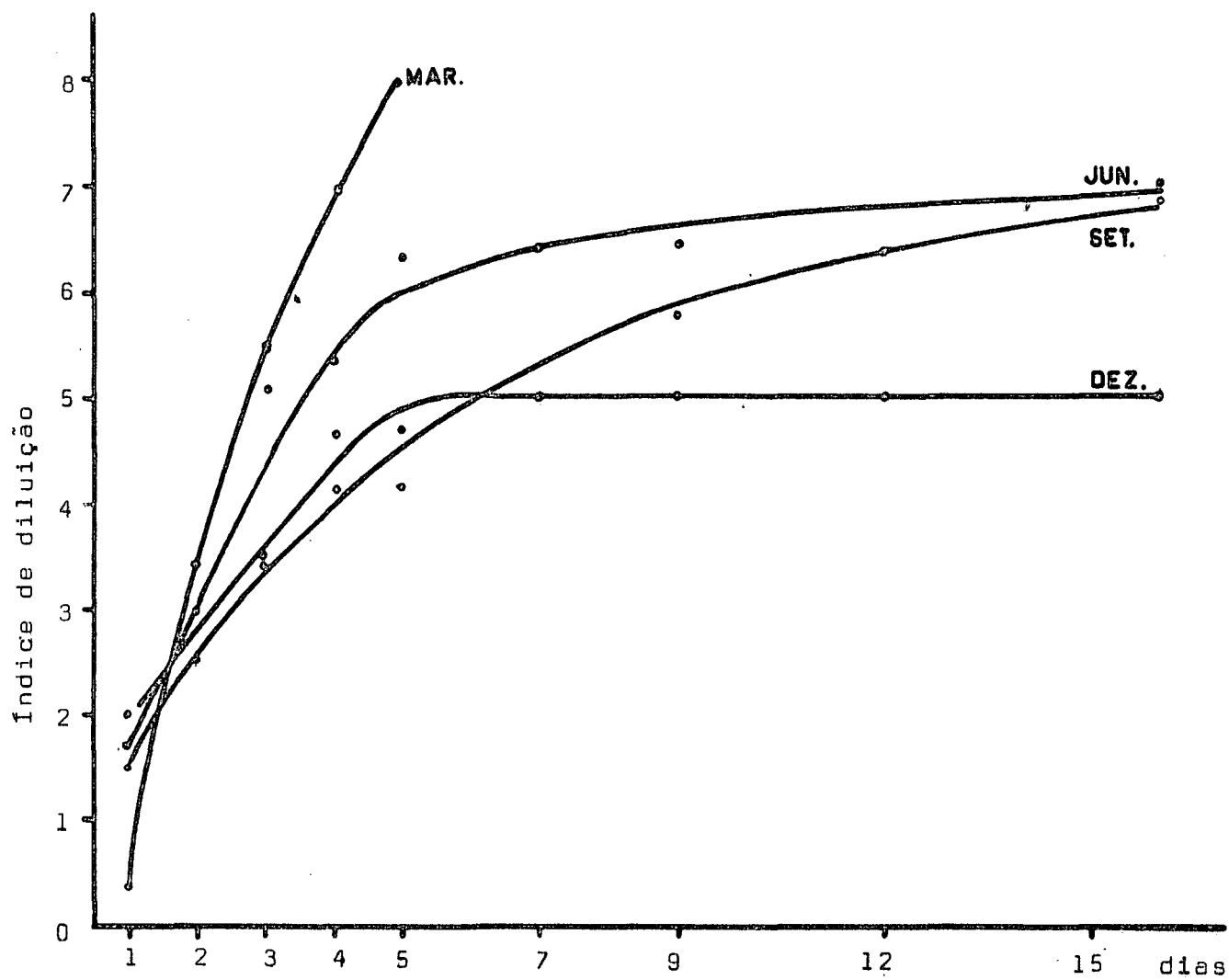


Gráfico 6 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos hemicelulolíticos no Pinus.

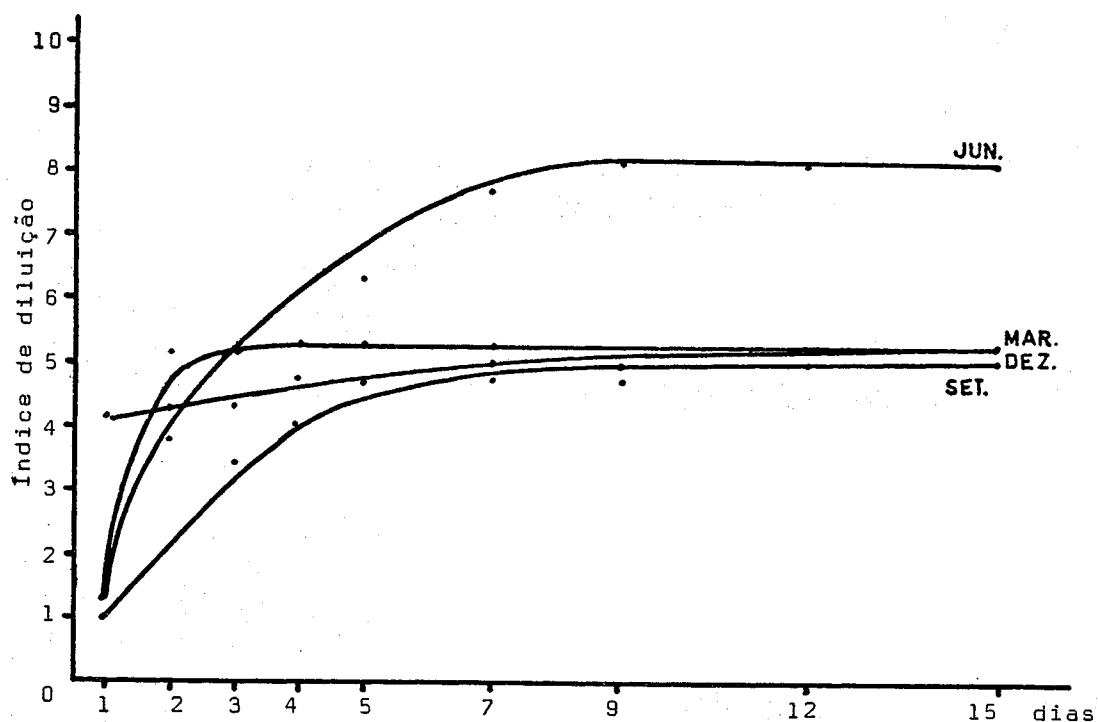


Gráfico 7 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos proteolíticos na mata nativa.

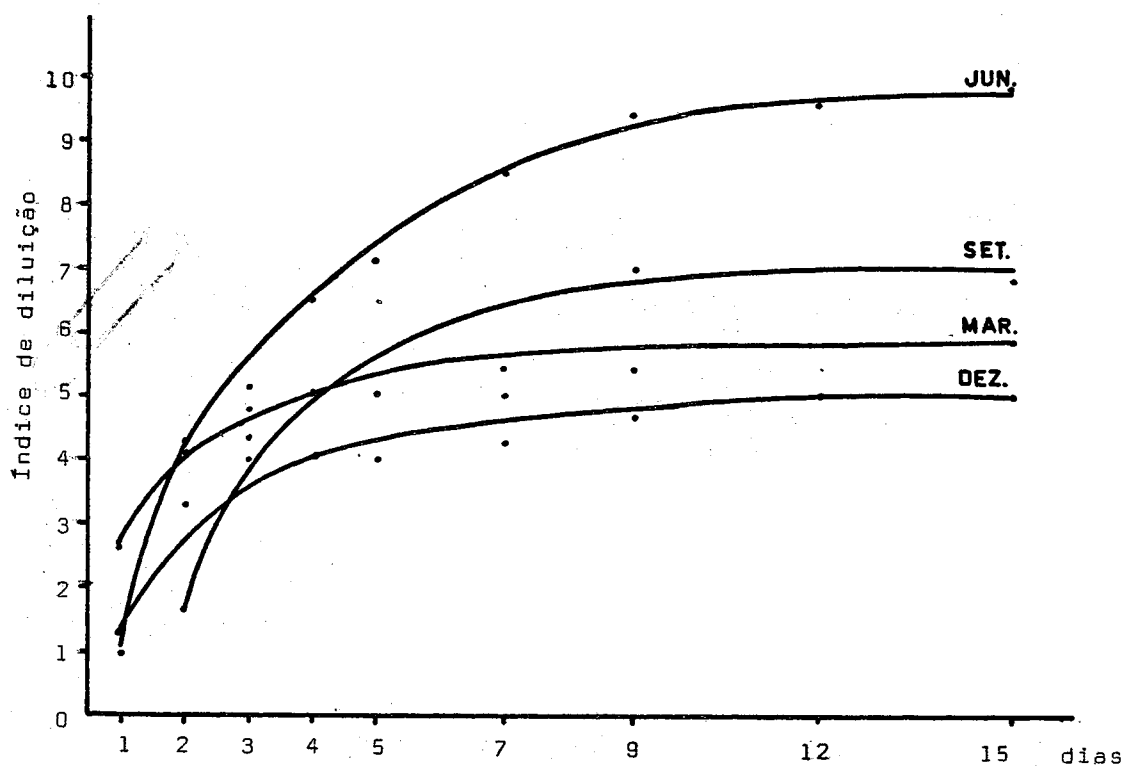


Gráfico 8 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos proteolíticos na Araucaria.

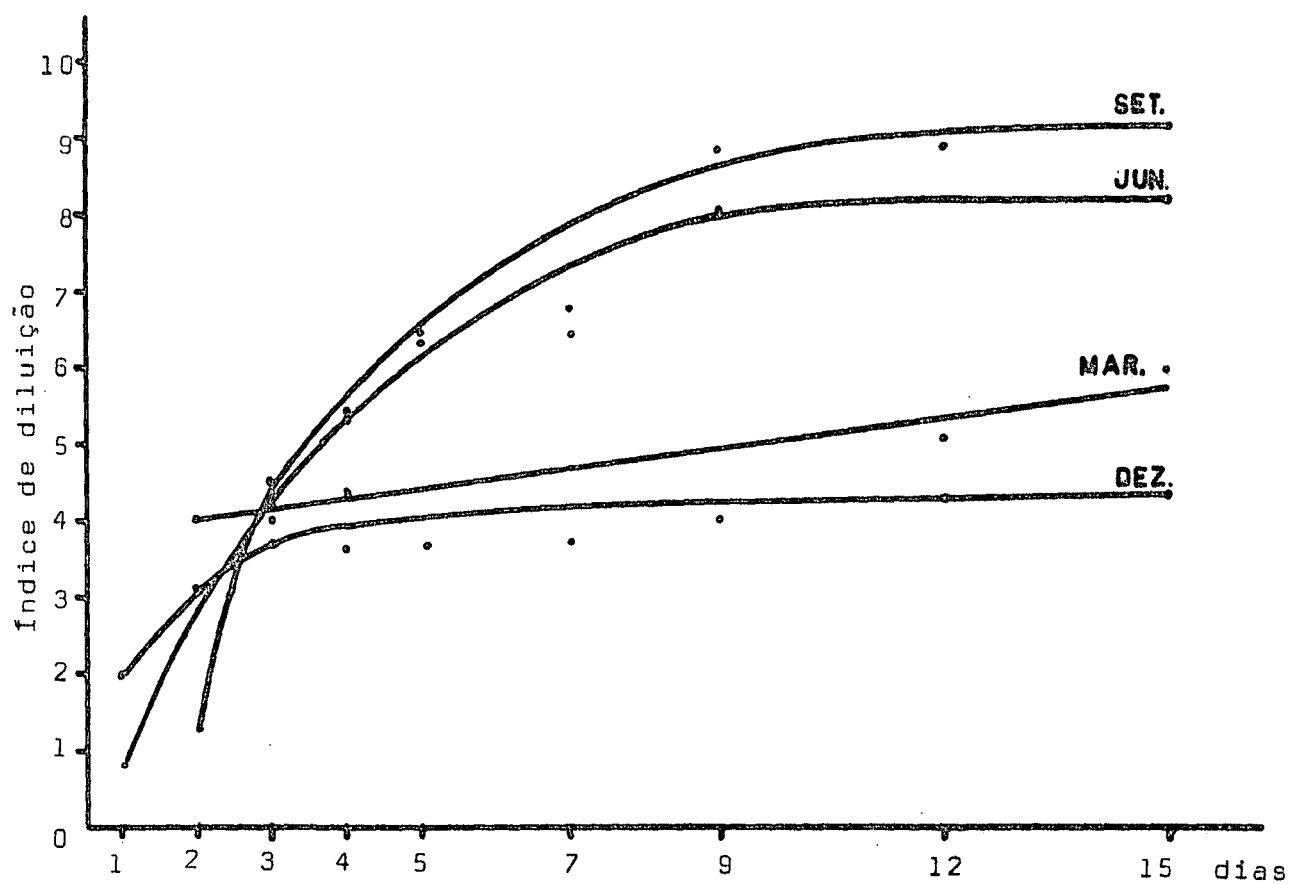


Gráfico 9 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos proteolíticos no Pinus.

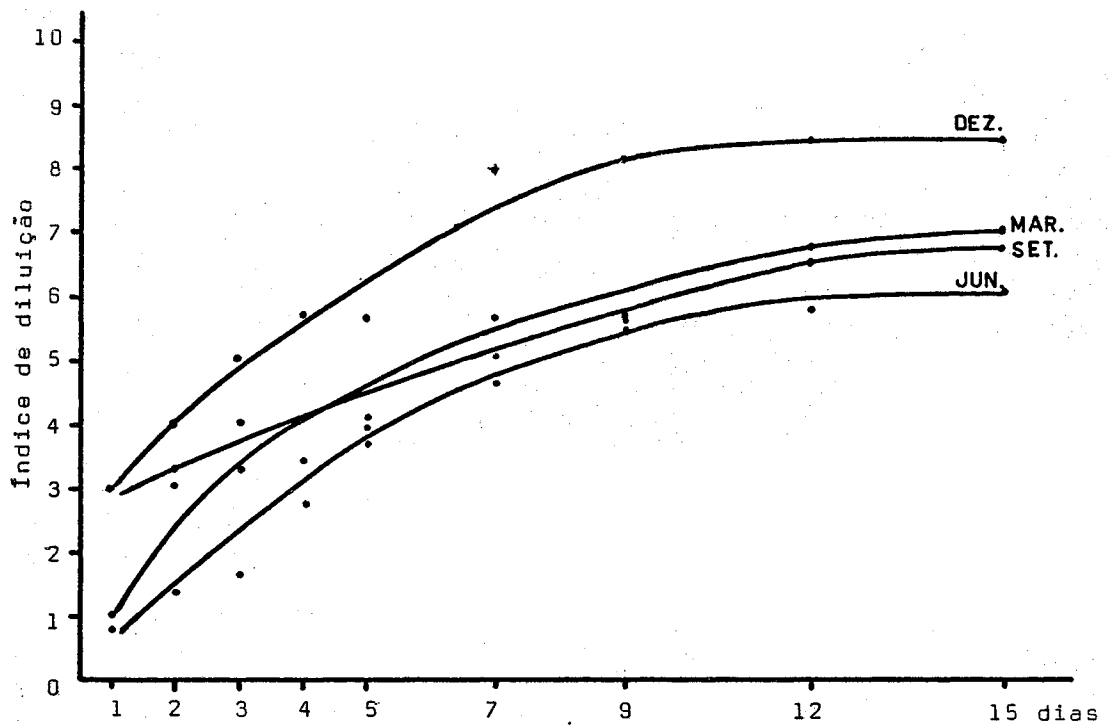


Gráfico 10 - Curvas da atividade de microbiocenótica dos microorganismos amonificantes na mata nativa.

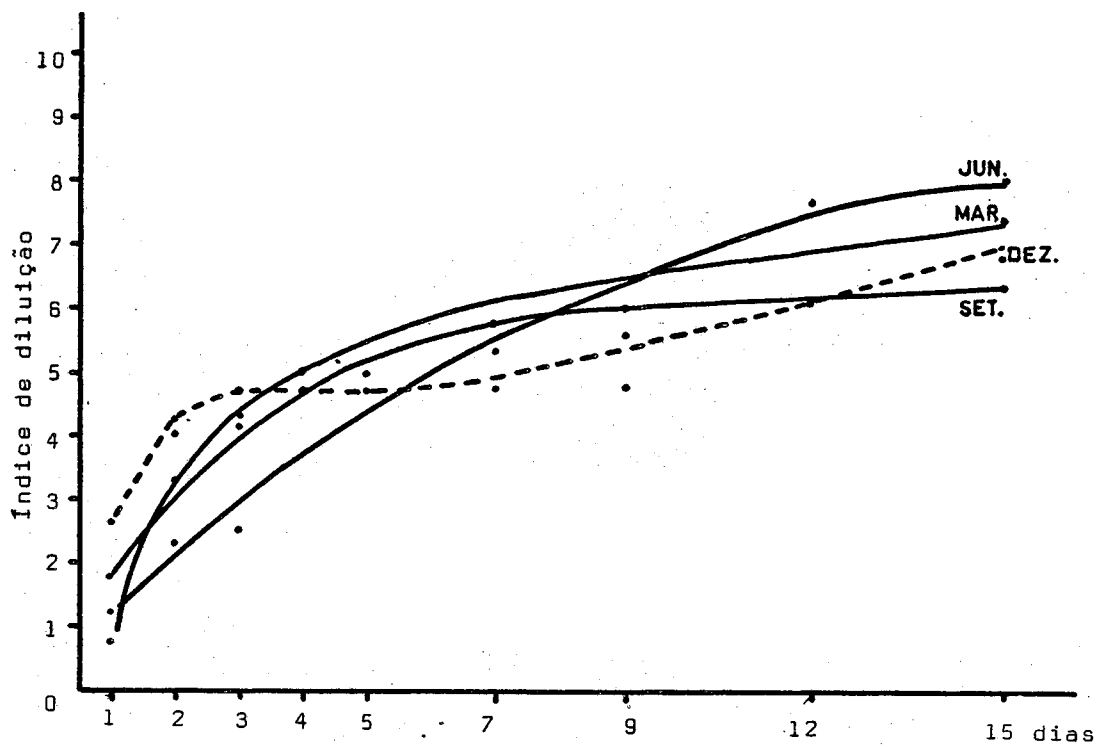


Gráfico 11 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos amonificantes na Araucaria.

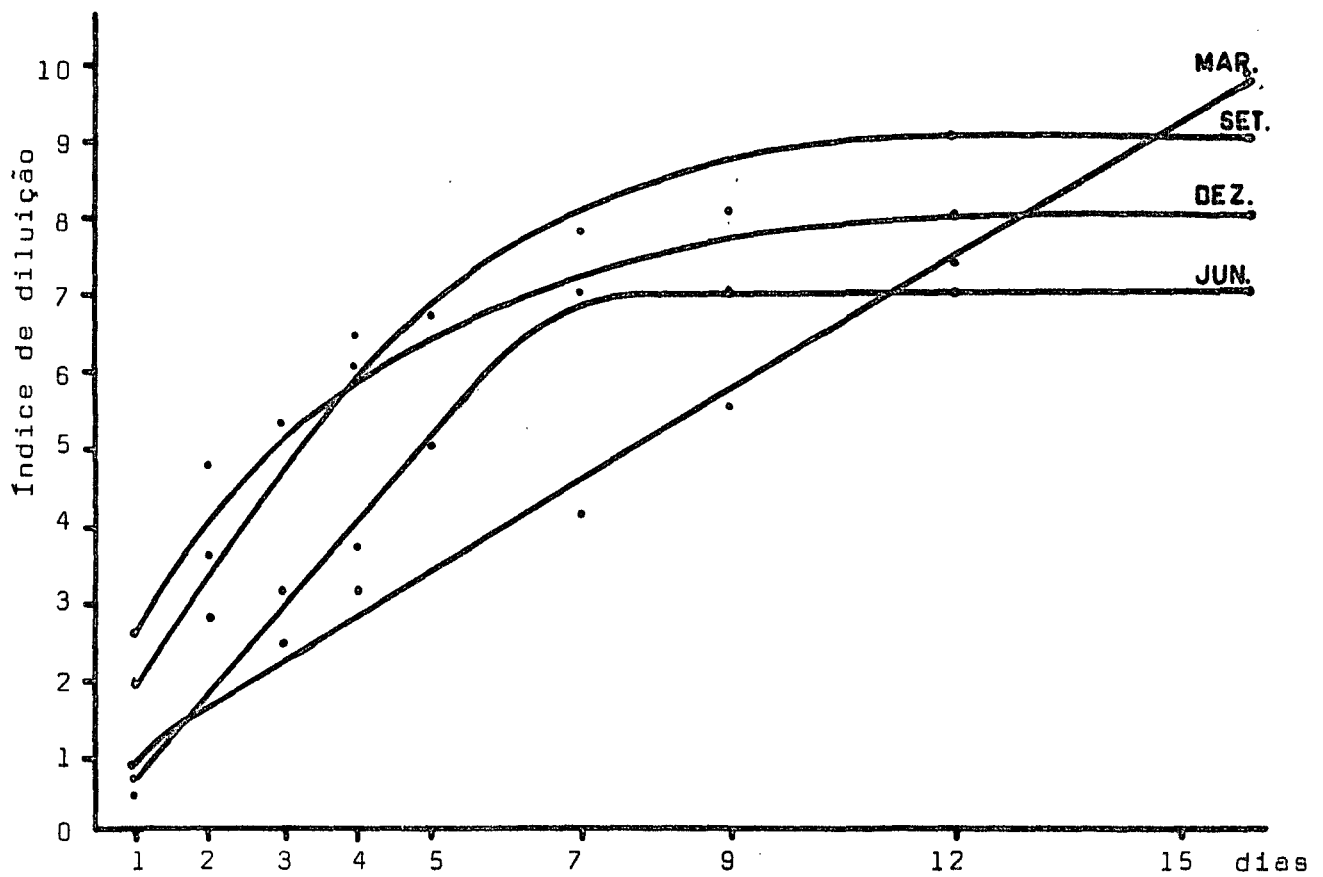


Gráfico 12 - Curvas da atividade microbiocênótica dos microorganismos amonificantes no Pinus.

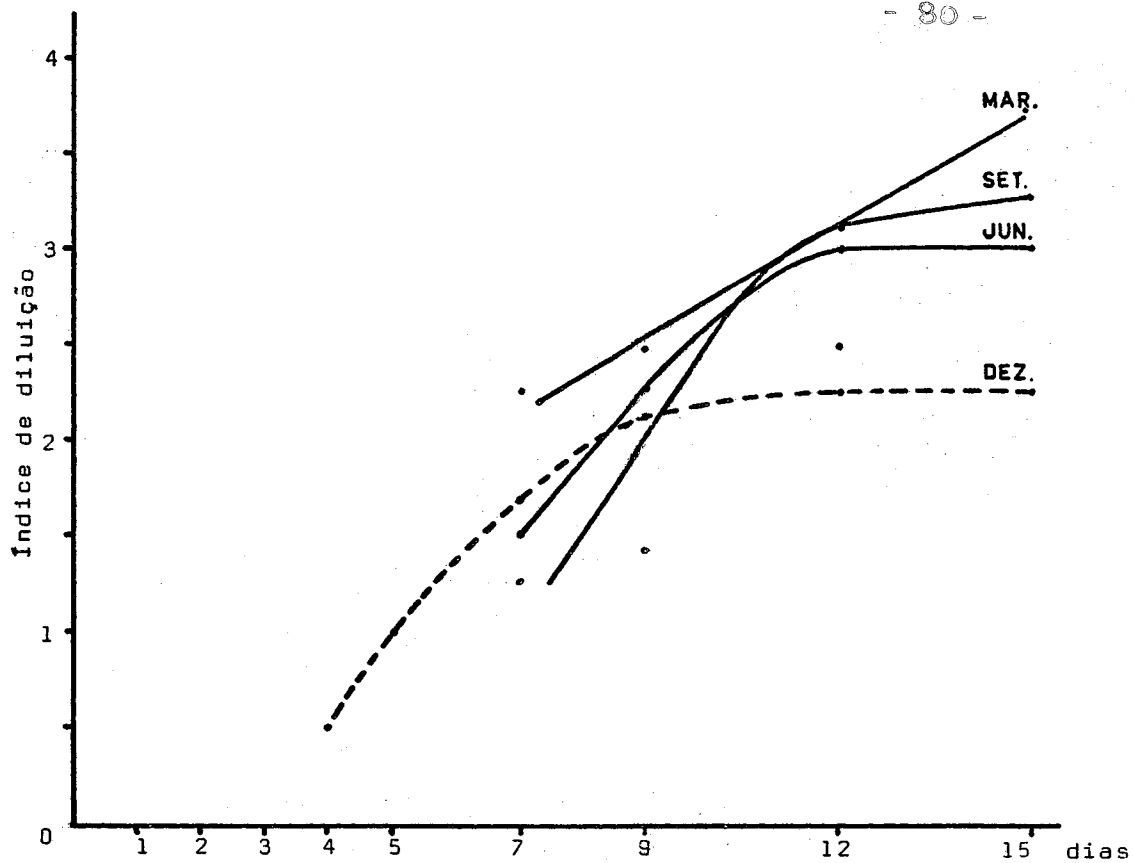


Gráfico 13 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos desnitrificadores na mata nativa.

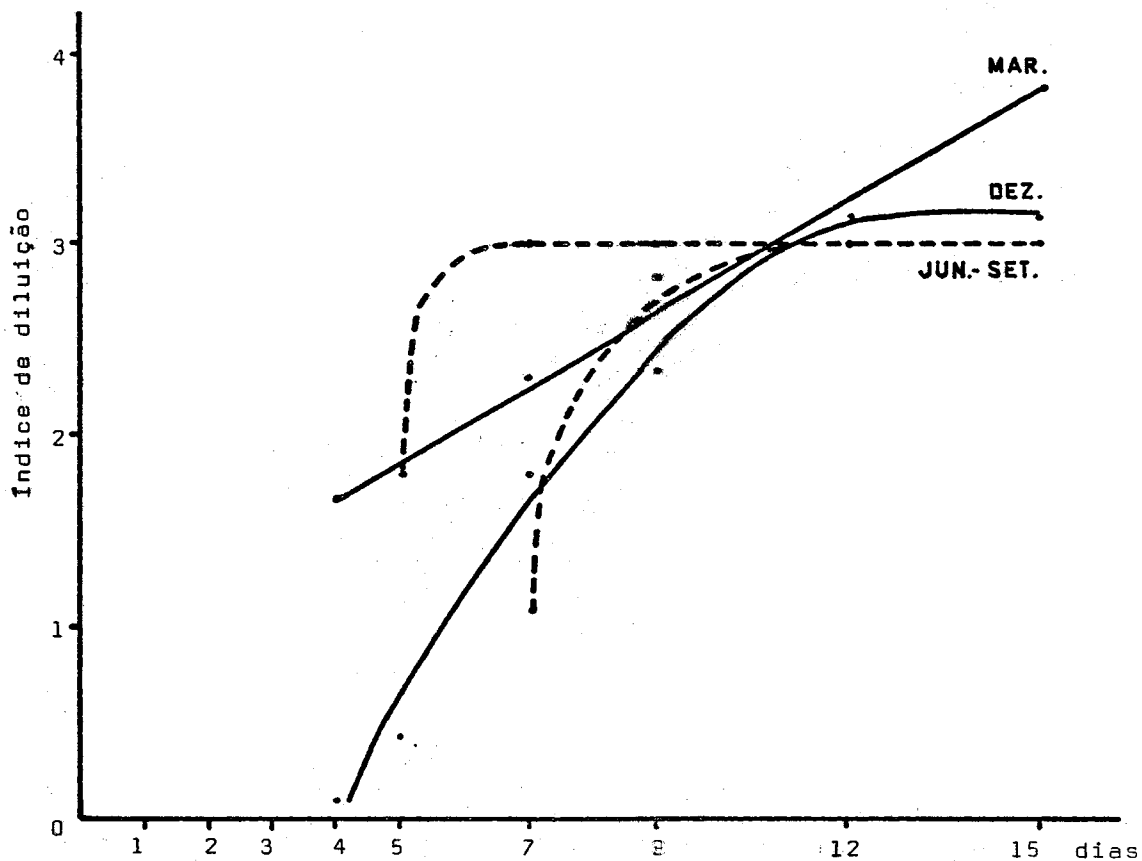


Gráfico 14 - Curvas da atividade microbiocenótica dos microorganismos desnitrificadores na Araucaria.

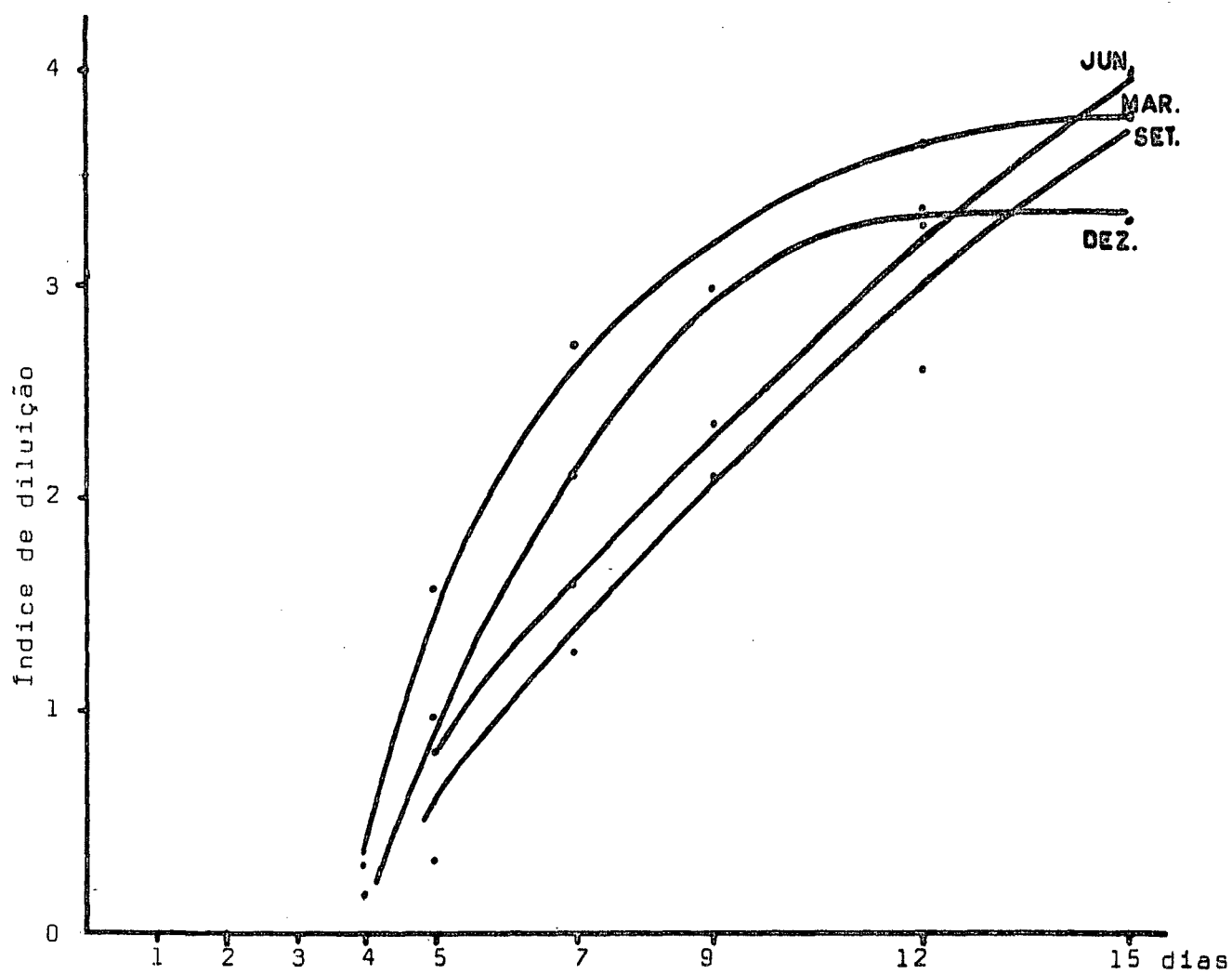


Gráfico 15 - Curvas de atividade microbiocenótica dos microorganismos desnitrificadores no Pinus.

4.2 - Influência da vegetação sobre a fertilidade do solo

Na elaboração do presente trabalho foram escolhidos três povoamentos florestais, um nativo e dois implantados, estes últimos formados por *Araucaria angustifolia* e *Pinus elliotti* em plantios puros. O talhão de *Pinus* foi plantado em 1963 e o de *Araucaria* em 1953, e estão situados em frente à mata nativa, que é composta por espécies arbóreas, arbustivas e gramíneas. No bosque nativo predominam as folhosas e esparsamente observam-se alguns exemplares de *Araucaria*, no sub-bosque estão as espécies arbustivas e gramíneas. A mata é secundária onde as espécies de interesse econômico foram retiradas para a comercialização, porém em 1950 foi transformada em área de preservação.

Os plantios de *Pinus elliotti* e de *Araucaria angustifolia*, foram feitos após a derrubada de parte desta mata e por isto foram escolhidos estes três povoamentos, que tem as mesmas condições edafo-climáticas.

A mata embora tenha sofrido a ação humana pela retirada de material, ainda conserva muito da formação original e portanto pode ser considerada um ecossistema natural.

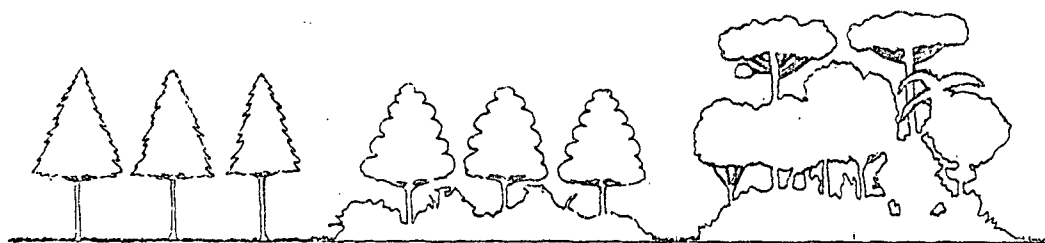
No plantio de *Araucaria*, atualmente com 23 anos, nota-se o início da formação de um sub-bosque arbóreo, porém ainda com completa dominância de espécies arbustivas, com uma densidade bem maior que a mata nativa. As espécies

arbustivas, as poucas espécies arbóreas e as gramíneas são comuns ao talhão de *Araucaria* e à mata nativa. Assim sendo, isto poderia representar o início de uma sucessão, que restituiria o equilíbrio ecológico neste povoamento, já que são espécies nativas da região. (DAJOZ, 1973).

No plantio de *Pinus* o aspecto é completamente diverso, pois não há sub-bosque e o que se nota além das árvores é o litter acumulado.

Para facilitar a compreensão do que está sendo descrito, foi traçado o perfil esquemático abaixo.

QUADRO 14 - Perfil esquemático da mata nativa, do plantio de *Araucaria angustifolia* e do *Pinus elliotti*



P.elliottii

Araucaria angustifolia

Mata nativa

Os três povoamentos estão sob as mesmas condições edafo-climáticas, porém a composição florística é diferente e por este motivo, a matéria orgânica aportada ao solo, tem características diversas, o que é de alta significação numa biocenose. (DAJOZ, 1973).

Observando o perfil da mata nativa, constata-se uma camada de litter muito fina, devido ao rápido desapareciumento da matéria orgânica aportada ao solo. No povoamento de *Araucaria*, já se nota um pequeno acúmulo de matéria orgânica e principalmente, ramos da conífera em vários estágios de decomposição. Enquanto que, no plantio de *Pinus*, forma-se uma camada espessa de acículas, com aproximadamente 20 centímetros, na qual distingui-se três estágios: o primeiro, superficial, onde as acículas ainda se parecem muito com as que permaneceram na árvore, o segundo, onde já se nota alguma fragmentação nas acículas e o terceiro, onde praticamente a acícula perdeu sua individualidade, conforme o que já foi verificado em outros trabalhos, citados por GRAY & WILLIAMS, 1971.

Portanto, são três ecossistemas diferentes onde, no primeiro há predominância de folhosas, no segundo a população é mista de coníferas e folhosas e no terceiro a população é de conífera pura. Como as condições edafo-climáticas são muito semelhantes, as diferenças encontradas no

presente trabalho, podem ser atribuídas aos povoamentos, que pelas características da matéria orgânica aportada ao solo, vão influenciar o estabelecimento de distintas microbiocenoses e conseqüentemente o ambiente em que se desenvolvem. (SPURR, 1964 ; DAJOZ, 1973).

Na mata nativa, as folhosas utilizam mais o solo mineral que a *Araucaria*, tomando dele um bom suprimento de sais minerais e especialmente de íons básicos. A pluviosidade, embora considerável, deixa um suprimento de nutrientes no solo, que estão bloqueados pelos ácidos húmicos e fúlvicos. A matéria orgânica devolvida à superfície do solo está suprida com sais minerais e bases, formando uma camada fértil, que sustenta um crescimento vigoroso de microorganismos. Este litter se decompõe rapidamente em humus do tipo mull, que é incorporado no horizonte superior. Os sais minerais que vão ao subsolo, são retirados pela vegetação, voltando à superfície pelo aporte da matéria orgânica, de modo que a fertilidade do solo do povoamento se mantém. (SPURR, 1964 ; GAUCHER, 1971). Isto coincide com os resultados obtidos no presente trabalho. O exame do Quadro 2 mostra para a mata nativa uma fertilidade satisfatória para o padrão do solo.

Para o plantio do *Pinus* e da *Araucaria* foi retirada a vegetação original e como primeira consequência, houve

a supressão do aporte de matéria orgânica, enquanto que, a microflora continuava, ativamente a degradar a matéria orgânica remanescente (DABIN, 1976). Como geralmente a mobilização do terreno é demorada, a pluviosidade vai lixiviando os sais minerais. Mesmo os compostos mais resistentes, como os ácidos húmicos são degradados, liberando íons nitrogênio, cálcio, alumínio, magnésio e outros. Da atividade microbiana resulta água e gás carbônico, que combinados poderão formar ácido carbônico. Este ácido, reagindo com o cálcio ou o magnésio formará carbonatos solúveis, que poderão igualmente ser lixiviados (GAUCHER, 1971, DABIN, 1976). Neste solo parcialmente degradado foi feito o plantio de *Pinus* e *Araucária*.

O plantio de coníferas em região temperada, com precipitação constante, como é o caso, acentua a lixiviação dos sais solúveis das camadas superficiais. Este tipo de vegetação absorve pequenas quantidades de bases do solo e assim a matéria orgânica devolvida à superfície, é pobre em bases e pela sua acumulação origina humus do tipo mor. (GAUCHER, 1971). Esta camada devido a sua acidez, sustenta o crescimento de fungos, porém as bactérias são inibidas. A decomposição pelos fungos resulta em ácidos húmicos, traços de ácido oxálico e cítrico, e outros ácidos orgânicos. (STEVENSON, 1974). A água percolante da chuva ao passar

por este litter torna-se acidificada, obtendo uma forte ação lixiviadora, arrastando consigo os sais minerais e o húmus para os horizontes inferiores do solo, enquanto o alumínio persiste, pois somente é solúvel em valores extremos ($\text{pH} < 3$) (GAUCHER, 1971).

No caso do plantio de *Araucária*, a situação é intermediária às duas anteriores, pois o litter deste povoamento é formado por folhosas e coníferas. Podemos considerar como um caso particular de moder, devido a acidez do solo e o acúmulo de matéria orgânica, pela redução do ritmo de humificação. O pH é mais ácido do que o requerido para o mull, favorecendo a lixiviação do colóides e do ferro, que é complexado por seus constituintes solúveis. Os íons Ca^{++} e Mg^{++} se combinam como no caso anterior, com o ácido carbônico, resultando carbonatos solúveis que são lixiviados enquanto o Al^{+++} persiste (GAUCHER, 1971).

O exame da análise da fertilidade do solo dos 3 povoamentos, apresentado no Quadro 2 evidencia todos estes aspectos, nas amostragens realizadas em março, junho, setembro e dezembro.

Nota-se que a acidez na mata nativa e na *Araucária* se mantém praticamente constante, embora na segunda se observe uma leve tendência ao abaixamento do pH em comparação com a mata nativa já no *Pinus* o abaixamento do pH é nítido, principalmente por se tratar de um povoamento que na

época de amostragem completava 13 anos. Esta ação do povoamento de coníferas sobre o pH já havia sido verificada por vários autores (SPURR, 1940 ; DOMMERGUES & MANGENOT, 1970; GRAY & WILLIAMS, 1971 ; GAUCHER, 1971 ; STEVENSON, 1974).

Por outro lado a matéria orgânica, também está sendo degradada pela ação microbiana na *Araucaria* e principalmente no *Pinus*, apresentando teores bem menores que na mata nativa.

Nota-se também que os níveis de potássio e de cálcio + magnésio estão alterados na *Araucaria* e mais especificamente no *Pinus*, acompanhados de aumento significativo em alumínio.

Portanto, é possível desde já evidenciar que, pelos característicos acima, os povoamentos tem um teor de pH, que segundo a literatura favorece especialmente aos fungos em detrimento das bactérias e actinomicetos (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970), não pela acidez em si, mas pela falta de concorrência destes últimos.

Outro fator importante nesta análise é o aumento do alumínio na *Araucaria* e *Pinus*, que segundo YOSHIDA & SAKAI, 1963, inibe notadamente as bactérias e actinomicetos, enquanto os fungos são menos sensíveis (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

As alterações e características na implantação e desenvolvimento das populações de Pinus e Araucaria sobre o solo onde havia um ecossistema nativo e portanto peculiar, irá resultar em novas interações entre estas populações e a microbiocenose original. Este trabalho visa, justamente, observar a influência destas populações na microflora do solo. Porém, como foi visto durante a caracterização dos três ecossistemas, os aspectos são múltiplos e complexos, demandando uma grande variedade de estudos intercomplementares, abrangendo fatores edáficos, climáticos, microbiológicos, silviculturais e outros.

Este trabalho, como já foi salientado, visa a observação parcial do aspecto ecológico da questão, relacionando sempre que possível, os fatores inerentes ao problema. Para tanto, foram pesquisados os ciclos biogeoquímicos do carbono e do nitrogênio, cujos resultados serão discutidos separadamente, para maior clareza de exposição.

4.3 - Ciclo do carbono

Neste ciclo foram estudadas, a celulolise aeróbia, a celulólise anaeróbia, a hemicelulólise, e a amilólise, que são processos de degradação molecular lento, intermediário e rápido, representativos do ciclo em questão.

4.3.1 - Características da metodologia sobre os resultados

A atividade microbiana é avaliada por reações bioquímicas, realizadas pelos microorganismos em culturas puras, sob condições que favorecem rendimentos máximos.

Como o solo é um sistema dinâmico, composto de uma mistura de sólidos, líquidos e gases, na qual os microorganismos e vegetais crescem em presença de quantidades limitadas de nutrientes, a interpretação dos dados obtidos é difícil, pela incerteza de que as condições reproduzidas no laboratório, existam no solo. Esta ineficiência para definir claramente os limites de uma condição particular do ambiente, também resulta em problemas maiores de amostragem e consequentemente em dificuldades para discutir os dados estatisticamente. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

Entre a metodologia apresentada por diversos autores, foram escolhidas as técnicas recomendadas por ROCHON & TARDIEUX, 1962, as quais apesar das suas limitações são as mais utilizadas.

Na celulólise aeróbia e anaeróbia usou-se tiras de papel de filtro, que segundo GRAY & WILLIAMS, 1971 tende a favorecer bactérias. Outro fator desfavorável no uso de papel de filtro é que os microorganismos celulolíticos decompõem mais celulose quando em presença da hemicelulose, de acordo com BASU & GHOSE, 1960, (ALEXANDER, 1967). Sendo

provavelmente estas as razões de se ter obtido populações inferiores às estimadas por ALEXANDER, 1967 e às encontradas por CALLE & DE PEDRO, 1972.

No método para avaliação dos hemicelulolíticos, por não existir hemicelulose no comércio, foi feita sua extração e purificação no laboratório do Departamento, o que pode acarretar em erro já que o método requer aparelhos mais sensíveis que os que foram usados. Porém os resultados do processo nos três povoamentos foram normais, de acordo com a citação de ALEXANDER, 1967 e comparados com os resultados obtidos por CALLE & DE PEDRO, 1972, AUGIER, 1956, autor do método chama a atenção para a pureza dos reativos, que não devem conter nitritos, visto a reação ser determinada pelo consumo de nitrogênio fornecido como nitrato. (GIRARD-ROGIEUX, 1964).

4.3.2 - Características da vegetação e sua influência nos processos de degradação

Segundo SOWDEN & IVARSON, 1959 ; AKENDRICK & BURGESS, 1962 ; MANGENOT, 1966, a análise microbiológica do litter mostrou que os resíduos de cada espécie vegetal, tem em sua colonização, uma sucessão característica. Neste trabalho, os resultados foram coincidentes, pois, o comportamento

to dos grupos funcionais variou nos três povoamentos em cada amostragem. Isto se deve ao fato de que o aporte de matéria orgânica na mata, na Araucaria e no Pinus, é qualitativamente diferente. Assim, na mata há predominância de folhosas, na Araucaria o litter é um misto de coníferas e folhosas, e no Pinus a matéria orgânica depositada é unicamente de coníferas. DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 ; GRAY & WILLIAMS, 1971.

Quanto ao aspecto quantitativo, faltam dados obtidos diretamente nos povoamentos estudados, mas, de acordo com SPURR, 1964, em povoamentos densos, a quantidade de litter caído é aproximadamente a mesma tanto para coníferas como para folhosas, apenas variando a época. Esta proposição parece razoável e lógica para as condições deste trabalho. A primeira vista, a camada de litter acumulada no talhão de Pinus parece ser consequência de um aporte mais intenso. Entretanto, de acordo com KENDRICK & BURGESS 1962, as acículas podem ficar até 10 anos para a total mineralização, o que sugere que a idade do povoamento não permite uma conclusão definitiva, visto que o Pinus ainda não atingiu o seu clímax.

Comparando os Quadros de 3 a 6 e os Gráficos de 1 a 6, que apresentam os resultados obtidos para os três povoamentos, pode-se observar que os amilolíticos são o maior grupo funcional na mata nativa, enquanto que nos outros povoamentos predominam os hemicelulolíticos e os celulolíticos.

Esta distribuição segue dois princípios importantes. O primeiro (ALEXANDER, 1967) em que, os grupos funcionais degradam primeiramente as substâncias mais facilmente assimiláveis ou seja, a holocelulose só é degradada quando o amido já foi esaurido. O segundo princípio (DAJOZ, 1973) em que a energia que é liberada para alimentar a microbiocenose é proporcional ao consumo, o que associado ao primeiro princípio, implica que num sistema heterogêneo, rico em moléculas facilmente hidrolisáveis como o amido, as moléculas mais complexas tendem a se acumular.

Outro ponto a ser considerado, é a diferença existente entre as diversas épocas de amostragem, no referente à população porvável dos grupos funcionais de microorganismos. É provável que estas diferenças estejam relacionadas com o aporte de matéria orgânica. É sabido que nas regiões temperadas o máximo aporte ocorre no inverno (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970), donde a maior atividade microbiana ocorreria na primavera, diminuindo no verão devido ao esgotamento das reservas, (SPURR, 1964). Desafortunadamente, não existem estudos a respeito, para as condições brasileiras, o que impede qualquer generalização.

Os fatores climáticos podem alterar todos estes processos. Na literatura existem inúmeras referências sobre a ação da temperatura, da umidade, do pH, do CO₂, da relação C/N e muitos outros fatores edafo-climáticos que in -

fluenciam a degradação da matéria orgânica e consequentemente da humificação.

No âmbito do presente trabalho estes fatores não foram estudados por limitações materiais e de tempo. Além disso na literatura brasileira nada foi encontrado o que dificultou ainda mais esta pesquisa. Fica portanto, evidência do um campo amplo para novas pesquisas.

4.4.- Ciclo do nitrogênio

Neste ciclo foram estudadas a proteólise, a amonificação, a fixação assimbiótica aeróbia e anaeróbia, a ni-trificação (nitritação e nitratação) e a desnitrificação.

Para a condução dos experimentos foram escolhidos os métodos recomendados por POCHON & TARDIEUX, 1962, os quais apesar de apresentarem algumas dificuldades de limitações, estão bem padronizados e permitem conclusões seguras.

Para clareza de exposição, as diferentes fases do ciclo do nitrogênio serão analisadas separadamente.

4.4.1 - Fixação assimbiótica

Nos três talhões os resultados obtidos para a fixação aeróbia e anaeróbia foram coincidentes com os da lite-

ratura (DOMMERGUES & MANGENOT, 1970). A fixação aeróbica é feita por bactérias e o método utilizado para a avaliação visa detetar o desenvolvimento de *Azotobacter*, porém, como são solos extremamente ácidos, o pH poderia ter influído na sua população (ALEXANDER, 1967) diminuindo-a, conforme mostram os resultados apresentados no Quadro 12. É possível ainda, que a fixação seja devida à atividade de bactérias do gênero *Beijerinckia*, *Pseudomonas* ou outros, que segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, suportam valores muito baixo de pH.

Comparando a fixação anaeróbica com a aeróbica, verifica-se que a primeira foi menor, apesar de se tratar de bactérias do gênero *Clostridium*, que segundo ALEXANDER, 1967, suporta valores de pH muito baixos. Para o fato existe uma explicação: os três solos são bem drenados, desfavorecendo a anaerobiose.

Observando o Quadro 12 nota-se que na amostragem de março, para a fixação aeróbica no talhão de *Araucaria* o valor está discrepante em relação aos outros e isto pode ter sido devido a um fator ambiental na época ou problemas na aplicação da técnica durante os trabalhos de laboratório, o que não foi possível explicar corretamente.

Outra possível explicação para a fixação aeróbica é segundo GAUCHER, 1971, a existência de amido no solo, que favorece a fixação em solos ácidos. O amido existe em quan

tidades apreciáveis nos três povoamentos e então estas bactérias estariam sendo beneficiadas.

Também para a fixação anaeróbica pode ter havido o fato mencionado por GREENWOOD & BERRY, 1962, que partículas de solo com 3 milímetros ou mais de raio, mesmo circundados por ar, podem não ter oxigênio em seu centro, desenvolvendo assim um microambiente onde podem crescer bactérias fixadoras anaeróbicas como *Clostridium*. (GRAY & WILLIAMS, 1971).

Segundo HUSER, 1963, 1965, no litter pobre em substratos facilmente metabolizáveis a fixação aeróbica é fraca porém as quantidades que encontramos variando na potência 10^3 podem ser consideradas boas quando comparadas aos valores encontrados por CALLE & DE PEDRO, 1972, e os valores citados por ALEXANDER, 1967 ; DOMMERGUES & MANGENOT, 1970 ; GIRARD-ROGIEUX, 1964.

Já a fixação anaeróbica foi menor que os valores citados pelos autores acima e provavelmente não há formação de microambiente como citam GREENWOOD & BERRY, 1962.

4.4.2 - Amonificação

Foram obtidos resultados semelhantes para o povoamento da mata nativa e da Araúcaria, enquanto no Pinus, nas amostragens de março e setembro houve variação. Esta va-

riação parece estar em função da maturação do litter, pois, os picos são atingidos nas amostragens de março e de setembro, portanto, em épocas que coincidem com a queda de acículas e com a retomada de crescimento do talhão. Ver Quadro 8 .

No primeiro caso, as acículas caídas no outono anterior ficam aproximadamente 6 meses intactas, quando então se inicia a decomposição pelos microorganismos do solo (KENDRICK & BURGESS, 1962), citados por GRAY & WILLIAMS, 1971. Desta forma, durante o inverno e a primavera ocorreria o que convencionou-se chamar maturação, sendo que no verão se iniciaria a degradação. Como a coleta da amostra foi feita no final do verão imagina-se ser válida esta hipótese. Já no resultado da amostragem de setembro, parece que o vigor de retomada de crescimento dos Pinus, afeta a microflora e pode ter sido o fator do aumento da população, o que concorda com a observação de NICHOLAS, PARKINSON & BURGESS, 1965 em citação de DOMMERGUES & MANGENOT, 1970.

A quantidade de amonificantes no solo é normal comparada com os resultados de CALLE & DE PEDRO, 1972 e com as citações de ALEXANDER, 1967, e de vários outros pesquisadores.

No talhão de Pinus, a protéólise, que é um processo particular de amonificação, a atividade máxima foi na amostragem de setembro, enquanto que, na mata e na Araucária se deu na amostragem de junho.

Quanto ao Pinus, esta elevação, coincide com o favorecimento climático da primavera. No inverno, a manta de litter isola a microflora subjacente e as variações diárias e estacionais do clima, são amainadas. Este fato, porém não exclui a possibilidade da ocorrência de fenômenos, como da maturação do litter e de que o crescimento do talhão, como foi visto no item sobre a amonificação, tenham afetado a proteólise (DOMMERMES & MANGENOT, 1970).

Nos povoamentos da mata e da araucária, que são constituídos também por folhosas, o aporte de matéria orgânica é grande no outono. Nestas condições, as proteínas liberadas conjuntamente com outros constituintes celulares, são rapidamente hidrolisadas e assim, conforme os resultados apresentados no Quadro 7, nota-se que em junho houve o máximo da atividade proteolítica, fato já observado por WAKSMAN, 1952; ALEXANDER, 1967.

4.4.4 - Nitrificação e desnitrificação

A nitrificação, portanto nitrificação e nitratação, foi baixa nos três povoamentos, nas quatro amostragens. Isto pode ser devido às condições desfavoráveis de pH, pois, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* não se desenvolvem em pH inferior a 5,0 (ALEXANDER, 1967, DOMMERGUES & MANGENOT, 1970).

A população de desnitrificadores tem um desenvolvimento paralelo à de nitrificadores, porém pouco mais elevada. Este fato segundo citação de ALEXANDER, 1967, significa que existe um potencial de desnitrificadores e não condição favorável de desnitrificação, já que as bactérias, não específicas, que realizam outras transformações como amonificação e proteólise, podem ser também desnitrificadoras.

Portanto, quando fazemos o cultivo para a população de desnitrificadores específicos, podem aparecer desnitrificadores não específicos.

Segundo DOMMERGUES & MANGENOT, 1970, se o litter de uma essência inibe a microflora nitrificadora, e não a amonificação, a inibição da nitrificação, frequentemente nas formações florestais da zona temperada ou tropical úmida, pode ter as mesmas consequências favoráveis que a aplicação de inibidores de síntese. Assim, haveria diminuição nas perdas de nitrogênio por lixiviação ou desnitrificação, beneficiando a vegetação.

ção, que teria aumentado a sua reserva de nitrogênio. Este fato poderia explicar em parte, o crescimento do Pinus em diversos locais e, inclusive, no local da amostragem do presente trabalho, visto que o Pinus absorve o nitrogênio principalmente na forma amoniacal de acordo com estudos realizados por KRUGNER , 1976.

5 - CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos foram extraídas as seguintes conclusões:

- a - A substituição da mata nativa por *Araucaria angustifolia* e principalmente por *Pinus elliottii*, induziu a alterações sobre a fertilidade do solo. Assim, a matéria orgânica, o cálcio, o magnésio e o potássio tiveram seus níveis diminuídos, enquanto o alumínio aumentou acentuadamente.
- b - No talhões estudados parece ter havido influência negativa sobre a fertilidade do solo, principalmente no de *Pinus elliottii*.

- c - Estas alterações parecem ser resultantes da qualidade e quantidade da matéria orgânica retornada ao solo , visto que de coníferas resulta litter pobre em sais minerais e bases, além de favorecerem o desenvolvimento de fungos, o que implica num aumento da lixiviação pela acidificação da água percolante.
- d - O pH do solo sofreu a ação dos povoamentos de coníferas, aumentando a sua acidez em comparação com a mata nativa. Consequentemente o teor de alumínio ficou aumentado.
- e - A análise da atividade dos grupos funcionais do ciclo do carbono indicam substanciais alterações, assim nos povoamentos de coníferas os microorganismos estão forçados à degradação das moléculas mais complexas.
- f - No ciclo do nitrogênio, nos plantios de Pinus e de Araucária, as alterações na atividade dos grupos funcionais, resultando na diminuição da microflora nitrificante e desnitrificante e no aumento da microflora amonificante, podem ser benéficas, pois o nitrogênio na forma amoniacal é menos lixiviado, podendo ser aproveitado pelas plantas.

Este novo tipo de vegetação induziu também modificações na microflora fixadora assimbiótica.

- g - Os resultados obtidos no presente trabalho, que foi uma primeira aproximação ao estudo do problema, indicam que novas pesquisas devam ser seguidas, abrangendo os outros fatores ecológicos. Com isto, serão conseguidos dados importantes, que numa somatória conduziram a uma possível solução para o problema.

6 - RESUMO

No presente trabalho foi estudada a influência de povoamentos de *Pinus elliottii* Engelm. , *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze e mata nativa composta de *Araucaria* , *Ilex* , e representantes de *Cedrela* , *Prunus* , *Ocotea* , *Campomanesia* e *Nectandra* , sobre a atividade da microflora do solo. Foram estudadas a população e a atividade dos grupos funcionais de microorganismos, no mesmo solo dos três povoamentos, em quatro amostragens ; em Março , em Junho , em Setembro e em Dezembro. Dentro do ciclo do carbono, foram estudadas a amilólise, a hemicelulólise, a celulólise aeróbia e anaeróbia. No ciclo do nitrogênio, foram pesquisadas a fixação assimbiótica aeróbia e anaeróbia de nitrogênio, a

proteólise, a amonificação, a nitritação, a nitratação e a desnitrificação.

Tanto no ciclo do carbono como no do nitrogênio, os povoamentos induziram diferenças acentuadas na atividade dos vários grupos funcionais.

7 - SUMMARY

The influence of stands of *Pinus elliottii* Engelm ; *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze and native vegetation composed of *Araucaria* , *Ilex* , with some representatives of *Cedrela* , *Prunus* , *Ocotea* , *Campomanesia* and *Nectandra*, on the microflora activities of the soil was studied. Population and activities of functional microorganisms were followed in the same soil at four different periods: in March , June , September and December. Within the Carbon cycle , breakdown of starch, hemicellulose, aerobic and anaerobic degradation of cellulose were studied. In the Nitrogen cycle, non-symbiotic aerobic and anaerobic nitrogen fixations, protein breakdown, ammoni-

fication, nitrification and de-nitrification processes were studied.

In both Carbon and Nitrogen cycles, forest stands induced significant differences in the activities of the different microflora groups.

7 - LITERATURA CITADA

ALEXANDER, M., 1967. Introduction to soil microbiology, 4.^a ed.. New York, John Wiley, 472 p.

BASABARA, J. & STARKEY, R. L., 1966. Effect of plant tannins on decomposition of organic substances. Soil Sci., 101: 17-23.

BAUZON, D. ; VAN DEN DRIESCHE, R. & DOMMERGUES, Y., 1969 Sci. Sol., 2: 55-78.

BOULLARD, B., 1967. Vie intense et cachée du sol, essai de pedobiologie vegetale. Flammarion, Paris.

BOULLARD, B. & MOREAU, R., 1962. Sol, microflore et végétation, Masson et C^{ie}, Paris.

BURGES, A. & LATTER, A., 1960. Nature, 186: 404-405.

CALLE, J. M. L. & DE PEDRO, F. V., 1972, Alteraciones sinecológicas de la población microbiana en un antiguo bosque de *Quercus toza*. Bosch. repoblado con *Pinus pinaster*, Sol. Anales de Edafología y Agrobiología, Madrid, 31 (7,8): 615-24.

CASTUHN, V. Ja., 1967. The mycoflora in Sphagnum bogs and waterlogged Pine stands and its role in the vegetation changes caused by drainage. Bot. Z. 52 (2): 214-22.

COULSON, C. B. ; DAVIES, R. I. & LEWIS, D. A., 1960. Polyphenols in plant, humus and soil. I. Polyphenols of leaves, litter and superficial humus from mull and mor sites. J. Soil Sci. 11: 20-29.

DABIN, B., 1976. Composição química e formação dos produtos húmicos no solo. In: 1º Colóquio sobre Matéria Orgânica do Solo, Piracicaba, SP.

DAJOZ, R., 1973. Ecologia Geral, São Paulo, Editora da USP., 474 p.

DIETRICH & DE HOGH, 1972. FAO/IBDF - BRA/45 , PROJECT.

DOMMERGUES, Y. & MANGENOT, F., 1970. Écologie microbienne du sol, Paris, Masson Ed., 796 p.

FLAIG, W. & SCHMIDT, H. L., 1957. Arch. Mikrobiol, 27: 1-32.

- GAUCHER, G., 1971. Tratado de pedologia agrícola, Barcelona, Ediciones Omega, 647 p.
- GIRARD-ROUGIEUX, 1964. Técnicas de microbiologia agrícola, Zaragoza, Editorial Acribia, 267 p.
- GRAY, T. R. G. & WILLIAMS, S. T., 1971. Soil micro-organisms, Edinburgh, Oliver & Boyd, 240 p.
- HUSER, R., 1963. Z. Pfl. Ernähr. Dung. Bodenk., 103: 220-226.
- HUSER, R., 1965. Pl. Soil, 23: 236-246.
- KRUGNER, T. L., 1976. Development of ectomycorrhizae, growth, nutrient status, and out planting performance of loblolly pine seedlings grow in soil infested with *Pisolithus tinctorius* and *Telephora terrestris* under different fertilization regimes, Raleigh, North Carolina State University. (Tese de Doutoramento).
- MATHUR, S. P. & PAUL, E. A., 1966. Nature, 212: 646-647.
- MISHUSTIN, E. N. & NIKITIN, D. F., 1961. Mikrobiologiya, 30: 841-848.
- MISHUSTINA, I. E., 1960. The effect of forest plantations of different composition on microbiological processes in leached chernozem, Trudy Lab. Lesoved., 1: 86-126.

- NELSON, E. E., 1972. Effect of urea and wood shavings on populations of soil microfungi, especially Trichoderma species, Microbios (5): 69-72.
- POCHON, J. ; BARJAC, H. de & FAIVRE-AMIOT, 1959. L'influence de plantation d'Eucalyptus au Maroc sur la microflore et l'humus du sol, Ann. Inst. Pasteur, 97: (3).
- POCHON, J. & TARDIEUX, P., 1962. Techniques d'analyse en microbiologie du sol, Seine, Editions de La Tourrelle, 111 p.
- RUNOV, Ye. V. & YEGOROVA, S. V., 1963. Soviet Soil Sci., 12: 1171-1177.
- SCHLEGEL, H. G., 1975. Microbiologia General, Barcelona Ediciones Omega, 448 p.
- SPURR, S. H., 1940. The influence of two juniperus species on soil reaction. Soil Science, 50: 289-294.